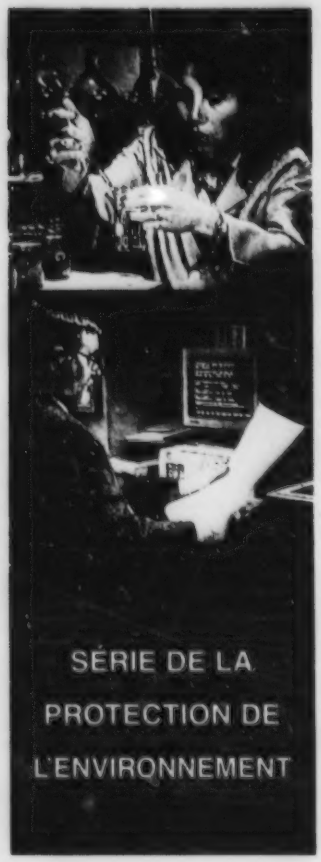
SPE 1/RM/34 – décembre 1999
Section de l'élaboration et de l'application des méthodes
Centre de technologie environnementale
Environnement Canada



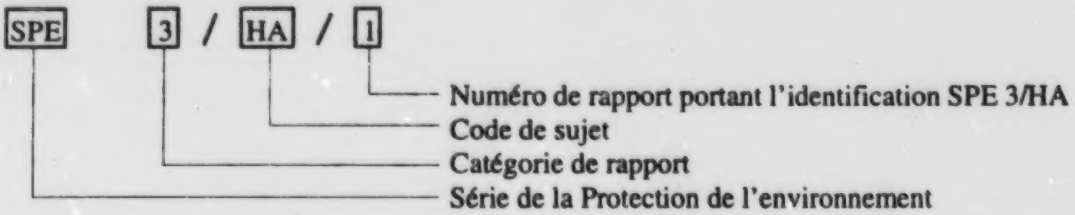
Guide des essais écotoxicologiques employant une seule espèce et de l'interprétation de leurs résultats

Environnement Canada Environment Canada

Canada

SÉRIE DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

Exemple de numérotation :



Catégories

1 Règlements/Lignes directrices/ Codes de pratiques
2 Évaluation des problèmes et options de contrôle
3 Recherche et développement technologique
4 Revues de la documentation
5 Inventaires, examens et enquêtes
6 Évaluations des impacts sociaux, économiques et environnementaux
7 Surveillance
8 Propositions, analyses et énoncés de principes généraux
9 Guides

Sujets

AG Agriculture
AN Technologie anaérobie
AP Pollution atmosphérique
AT Toxicité aquatique
CC Produits chimiques commerciaux
CE Consommateurs et environnement
CI Industries chimiques
FA Activités fédérales
FP Traitement des aliments
HA Déchets dangereux
IC Produits chimiques inorganiques
MA Pollution marine
MM Exploitation minière et traitement des minéraux
NR Régions nordiques et rurales
PF Papier et fibres
PG Production d'électricité
PN Pétrole et gaz naturel
RA Réfrigération et conditionnement d'air
RM Méthodes de référence
SF Traitement des surfaces
SP Déversements de pétrole et de produits chimiques
SRM Méthodes de référence normalisées
TS Transports
TX Textiles
UP Pollution urbaine
WP Protection et préservation du bois

Des sujets et des codes additionnels sont ajoutés au besoin. On peut obtenir une liste des publications de la SPE en s'adressant aux Publications de la Protection de l'environnement, Conservation et Protection, Environnement Canada, Ottawa (Ontario) K1A 0H3.

102-05961/

Guide des essais écotoxicologiques employant une seule espèce et de l'interprétation de leurs résultats

Section de l'élaboration et de l'application des méthodes
Centre de technologie environnementale
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)

Rapport SPE 1/RM/34
Décembre 1999

Données de catalogage avant publication (Canada)

Vedette principale au titre :

Guide des essais écotoxicologiques employant une seule espèce et de l'interprétation de leurs résultats

(Rapport ; SPE 1/RM/34)
Publ. aussi en anglais sous le titre : Guidance Document on Application and Interpretation of Single-species Tests in Environmental Toxicology
Comprend un résumé en anglais
Comprend une bibliographie
ISBN 0-660-16907-X
N° de cat. En49-24/1-34F

1. Écotoxicologie -- Méthodologie.
2. Essais toxicologiques -- Méthodologie.
3. Toxicologie -- Méthodologie.
4. Écotoxicologie -- Canada.
I. Centre de technologie environnementale (Canada). Section de l'élaboration et de l'application des méthodes.
II. Canada. Environnement Canada.
III. Coll. : Rapport d'information (Canada. Environnement Canada) : SPE 1/RM/34.

RA 1226.G84 2000 615.9'02'0287 C00-9800100-6

© Ministre de Travaux publics et Services gouvernementaux 1999
ISBN 0-660-16907-X
N° de cat. En49-24/1-34F

Commentaires

Adresser les commentaires sur la teneur du présent rapport à :

Richard P. Scroggins
Section de l'élaboration et de l'application des méthodes
Centre de technologie environnementale
Environnement Canada
3439, River Road South
Gloucester (Ontario)
K1A 0H3

This report is also available in English from:

Environmental Protection Publications
Environment Canada
Ottawa, Ontario
K1A 0H3

Avis de révision

Le présent document a été révisé par le personnel de la Direction générale de l'avancement des technologies environnementales d'Environnement Canada, et sa publication a été autorisée. La mention d'appellations commerciales ou de produits offerts sur le marché ne constitue ni une approbation du produit par Environnement Canada ni une recommandation de son emploi.

Résumé

Le présent document a pour but d'aider à utiliser et à interpréter les résultats d'essais toxicologiques portant sur une seule espèce afin de protéger l'environnement. Insistant sur les essais publiés par Environnement Canada, il complète les autres documents de ce ministère qui portent sur l'échantillonnage, la conduite des essais et les analyses. Il apporte sa plus grande attention aux essais en milieu aqueux, plus fréquemment utilisés, sans négliger les essais avec les sédiments et le sol. Le document englobe les essais sur les effets létaux et sublétaux.

Abordant de nombreux aspects de l'écotoxicologie, le document pourrait être utile à ceux qui voudraient se familiariser avec le domaine. Une bibliographie utile se rapporte à chaque sujet.

L'explication des rudiments de l'écotoxicologie est éclairée d'un aperçu des méthodes disponibles, tandis que sont esquissées les marches à suivre pour maîtriser la qualité et les méthodes à opposer aux résultats anormaux ou troublants.

Le document tente de montrer comment les résultats toxicologiques complètent d'autres aspects des travaux sur l'environnement, y compris les études non spécialisées sur le terrain. Il traite de sujets tels que le rôle des différentes méthodes de relevé, les méthodes pour extrapoler du laboratoire au terrain les résultats des essais toxicologiques, l'expression de la toxicité en unités de charge massique et les conditions accessoires modifiant les résultats des essais. Il aborde des sujets connexes d'enquêtes spécialisées, notamment la prédiction de la toxicité à partir de la structure des molécules et l'identification des constituants toxiques d'un effluent complexe.

On y effectue un bref survol de certains programmes pertinents d'Environnement Canada, notamment les règlements sur les effluents industriels, la surveillance des effets sur l'environnement, l'immersion en mer, l'évaluation des répercussions environnementales, l'évaluation et l'assainissement des lieux contaminés, les méthodes d'élaboration des lignes directrices sur la qualité de l'environnement, la réglementation des nouvelles substances destinées à la commercialisation, l'évaluation des substances d'intérêt prioritaire sous le régime de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement *(LCPE) et l'évaluation environnementale des produits de consommation.*

On y trouve un bref aperçu de sujets particuliers, prometteurs pour l'écotoxicologie, mais encore méconnus de l'usage courant, notamment : effets génétiques des polluants, essais microbiologiques, essais portant sur plusieurs espèces, bioaccumulation des toxiques, essais biochimiques et physiologiques, essais biologiques automatisés pour les besoins de la surveillance. Les annexes renferment des exemples précis de l'emploi des essais toxicologiques.

Abstract

This intent of this document is to provide guidance on using and interpreting single-species toxicity tests for protecting the environment. It focuses on the toxicity tests published by Environment Canada, and supplements the other documents of that department, which deal with sampling, testing, and analyses. Aquatic tests receive most emphasis because they are in more frequent use, but tests with sediments and soil also receive coverage. Both lethal and sublethal tests are included.

The document reviews many topics in environmental toxicology, and might be useful to a person who wished to become familiar with the field. References are given to useful literature on each topic.

Basic concepts of environmental toxicology are explained, with some background on the methods available. Current uses of quality control procedures are outlined, as are methods of dealing with anomalous or troublesome results.

The document attempts to show how toxicity results complement other aspects of environmental work, including broadly-based field studies. Topics include the roles of different survey tools that are available, methods for attempting to extrapolate laboratory toxicity to the field, mass loading of toxicity, and ancillary conditions that modify test results. Some coverage is given of associated topics for specialized investigation, including prediction of toxicity from chemical structure of molecules, and identification of toxic components in a mixed effluent.

Brief reviews are provided of some relevant programs of Environment Canada, including industrial effluent regulation, Environmental Effects Monitoring, oceanic disposal, environmental impact assessment, assessing and improving contaminated sites, the methods for developing guidelines of environmental quality, regulation of new substances for the market, assessment of priority substances under the Canadian Environmental Protection Act (CEPA), and environmental rating of consumer products.

Brief introductions are provided to special topics that show promise for use in environmental toxicology, but are not yet in standard use. These include genetic damage by pollutants, micro-biological testing, multi-species tests, accumulation of toxicants within organisms, biochemical and physiological tests, and automated biological tests for monitoring. Some specific examples of using toxicity tests are given in appendices.

Table des matières

Résumé v
Abstract vi
Liste des tableaux xi
Liste des figures xii
Liste des abréviations, symboles et formules chimiques xiii
Terminologie xv
Remerciements xxiii

Section 1
Introduction 1
1.1 Objet et portée du présent guide 1
1.2 Les essais toxicologiques dans le cadre d'une triade de techniques 2
1.3 Essais monospécifiques et leur validité 4
1.4 Avantages et inconvénients des approches toxicologiques 5
1.5 Appui aux essais monospécifiques 7

Section 2
Notions de base de l'écotoxicologie 9
2.1 Terminologie 9
2.2 Caractéristiques communes et plan d'expérience 10
2.3 Organismes utilisés 12
2.3.1 Caractéristiques souhaitables des espèces 12
2.3.2 Sensibilité des organismes 13
2.3.3 Choix de l'espèce localement pertinente 14
2.4 Matières d'essai 15
2.5 Estimation des paramètres ultimes de mesure à partir de la concentration et de l'effet exercé 15
2.5.1 Essais quantiques 16
2.5.2 Estimation de la concentration inhibitrice dans les essais quantitatifs 18
2.5.3 Estimation de la CSEO dans les essais quantitatifs 19
2.6 Précision des essais et variation interlaboratoires 20

Section 3
Méthodes expérimentales et assurance de la qualité 23
3.1 Assurance de la qualité des essais toxicologiques 23
3.1.1 Normes internationales correspondantes pour les pratiques de laboratoire 24
3.2 Méthodes d'essai 25
3.2.1 Plan normalisé des méthodes d'Environnement Canada 25
3.2.2 Toxiques de référence 26
3.2.3 Évaluation d'autres méthodes 29
3.3 Procès-verbaux des essais 30
3.3.1 Ce qu'exige Environnement Canada d'un bon procès-verbal 30
3.3.2 Utilisation d'un procès-verbal pour évaluer la fiabilité d'un essai 30

Section 4
Interprétation des données toxicologiques 32
4.1 Validation sur le terrain 32
4.1.1 Validations dans les eaux naturelles 33
4.1.2 Validations en mésocosmes 34
4.1.3 Études bibliographiques 36
4.1.4 Plan d'expérience d'une étude de validation 36
4.2 Extrapolation des résultats des essais toxicologiques 37
4.2.1 Coefficients d'application 38

4.2.2 Rapports de la toxicité aiguë à la toxicité chronique 39
4.2.3 Coefficients fondés sur des bases de données plus considérables 40
4.2.4 Extrapolations statistiques 41
4.2.5 Comparaison des méthodes d'extrapolation 42
4.3 Unités de toxicité et émissions toxiques 43
4.3.1 La notion d'unité de toxicité 43
4.3.2 Unités de toxicité et effets des mélanges 45
4.3.3 Débit-masse de toxicité 46
4.4 La prépondérance de la preuve 47
4.4.1 Triade de la qualité des sédiments 48
4.5 Indices de toxicité 50
4.6 Relations entre la structure et l'activité 52
4.6.1 Types de relations entre la structure et l'activité 53
4.6.2 Modèles de la narcose et autres modèles 54
4.6.3 Utilisation des relations entre la structure et l'activité 55
4.7 Évaluation qualitative et réduction de la toxicité 56
4.8 Caractérisation des effluents en Suède 58
4.9 Ensembles troublants de résultats 60
4.9.1 Anomalies possibles dans les ensembles de données 61
4.9.2 Résolution des anomalies dans les résultats expérimentaux 64
4.10 Toxicité des effluents 65
4.10.1 Surveillance des effluents 66
4.10.2 Prévision de la qualité de l'eau et réglementation des effets toxiques 66
4.10.3 Rétablissement des écosystèmes aquatiques 70
4.11 Toxicité des sédiments 71
4.11.1 Essais employant un sédiment entier 72
4.11.2 Essais employant de l'eau de porosité ou un extrait 76
4.11.3 Normalisation du carbone organique total 77
4.11.4 Normalisation des sulfures extractibles aux acides 78
4.12 Toxicité des sols 79
4.12.1 Essais avec sol entier 81
4.12.2 Sélection des sols de référence 82
4.12.3 Essais sur extraits de sol 83
4.13 Toxicité des substances 84
4.13.1 Essais sur des substances présentant des difficultés 84
4.14 Toxicité des eaux de surface 85
4.14.1 Essais en laboratoire sur une eau réceptrice 86
4.14.2 Essais sur place 87
4.14.3 Effets sublétaux au-delà de la zone de mélange 87
4.15 Conditions modifiant la toxicité 88
4.15.1 Facteurs abiotiques de modification 88
4.15.2 Facteurs biotiques de modification 95

Section 5
Applications des données toxicologiques 99
5.1 Maîtrise des effluents 99
5.2 Données sur la toxicité sublétale dans le suivi des effets sur l'environnement 100
5.2.1 Validation des résultats des essais 101
5.2.2 Présentation, sous forme de tableau, des paramètres de la toxicité sublétale 104
5.2.3 Surveillance de l'évolution de la qualité de l'effluent en fonction du temps 104
5.2.4 Estimation des effets potentiels dans le milieu récepteur 104
5.2.5 Comprendre les effets en situation de rejets multiples 107
5.2.6 Intégrer les résultats des essais toxicologiques dans la surveillance de l'environnement 108
5.2.7 Les zones de mélange 109
5.3 Évaluation de la toxicité des sédiments pour le dragage et l'immersion en mer 110
5.3.1 La méthode canadienne 110

5.3.2 Sédiments de référence 111
5.3.3 Évaluation de la toxicité des sédiments résiduaires 113
5.3.4 Surveillance toxicologique des lieux d'immersion 116
5.4 Évaluations environnementales 116
5.4.1 Le processus général 117
5.4.2 Essais toxicologiques 119
5.4.3 Présentation des renseignements sur la toxicité au public 119
5.5 Évaluation et dépollution des lieux contaminés 120
5.5.1 Évaluation du risque écologique 121
5.5.2 Essais toxicologiques et évaluation des lieux contaminés 123
5.5.3 Essais toxicologiques et dépollution des lieux contaminés 125
5.5.4 Lignes directrices biologiques pour la dépollution des sédiments 125
5.5.5 Tenir compte de l'incertitude 127
5.6 Élaboration de lignes directrices sur la qualité de l'environnement 128
5.6.1 Historique 128
5.6.2 Lignes directrices sur la qualité de l'eau 129
5.6.3 Lignes directrices sur la qualité des sédiments 132
5.6.4 Lignes directrices sur la qualité des sols 133
5.6.5 Élaboration d'objectifs de qualité de l'environnement 135
5.7 Évaluation et réglementation des substances nouvelles 136
5.7.1 Données exigées 137
5.7.2 Interprétation des données écotoxicologiques 137
5.7.3 Mesure de la fiabilité du profil toxicologique 139
5.7.4 Déterminer le besoin d'études approfondies 142
5.7.5 Extrapolation aux concentrations préoccupantes 142
5.8 Évaluation des substances d'intérêt prioritaire au sens de la LCPE 144
5.8.1 Contexte 144
5.8.2 Évaluation environnementale 144
5.8.3 Recommandations générales pour la caractérisation des effets 145
5.8.4 Types de données utilisées dans la caractérisation des effets 146
5.8.5 Détermination des valeurs critiques de toxicité 147
5.8.6 Types d'organismes et compartiments de préoccupants de l'environnement 147
5.9 Évaluation des produits de consommation 149
5.9.1 Essais toxicologiques et évaluation des produits 149

Section 6

Questions émergentes 151
6.1 Génotoxicité 151
6.1.1 Mesure des lésions à l'ADN et/ou à l'ARN 152
6.1.2 Tératogénicité 153
6.1.3 Examens des tumeurs 153
6.2 Essais toxicologiques micro 154
6.2.1 Exemples d'essais disponibles 155
6.3 Essais en microcosmes et en mésocosmes 156
6.3.1 Essais en microcosmes 157
6.3.2 Essais en mésocosmes 158
6.4 Charges « corporelles » 159
6.5 Les oxydases à fonction mixte 161
6.6 Perturbateurs du système endocrinien 163
6.7 Biosurveillance continue en direct 164

Références 167

Annexe A
Composition du comité directeur du projet d'élaboration d'un guide sur l'interprétation et l'applicationdes données écotoxicologiques 197

Annexe B
Les indices BEEP et Chimiotox, utilisés dans le programme d'essais sur les effluents du plan d'action Saint-Laurent 198

Annexe C
Exemple d'essai toxicologique employé à des fins prospectives en planification écologique 202

Annexe D
Exemples de calculs pour prévoir les zones où se manifesteront éventuellement des effets sublétaux dans le panache d'un effluent 206

Liste des tableaux

1 Avantages et inconvénients des essais toxicologiques 6

2 Toxiques de référence utilisés dans les méthodes d'essai d'Environnement Canada ... 26

3 Comparaison des extrapolations aux concentrations préoccupantes de huit substances, par différentes méthodes 44

4 Interprétation des effets dans la triade de qualité des sédiments 51

5 Exemples de rapports quantitatifs entre la structure et l'activité (RQSA) de certaines catégories de substances chimiques 57

6 Pourcentage d'ammoniac non ionisé dans l'eau distillée 90

7 Essais acceptables de toxicité sublétale pour le Programme de Suivi des effets sur l'environnement 102

8 Exigences minimales concernant la teneur des procès verbaux des essais de toxicité sublétale pour *Ceriodaphnia dubia* dans le cadre du Suivi des effets sur l'environnement 103

9 Essais toxicologiques recommandés dans le cadre du Programme national d'assainissement des lieux contaminés 124

10 Ensemble minimal d'essais de toxicité requis pour déterminer les recommandations canadiennes de qualité de l'eau pour la vie aquatique 131

11 Voies d'exposition et récepteurs écologiques considérés dans le calcul des lignes directrices sur la qualité des sols pour quatre catégories d'occupation du sol 135

12 Renseignements physico-chimiques et toxicologiques exigés pour la déclaration des substances nouvelles, en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement.* 138

Liste des figures

1 Représentation graphique des résultats de la détermination de la concentration létale, sur papier probabilité logarithmique. 16

2 Carte de contrôle pour les essais employant un toxique de référence. 28

3 Accord des prédictions découlant d'essais toxicologiques sur des effluents et les effets observés sur les communautés vivant dans les eaux réceptrices. . . 35

4 Emploi des diagrammes triaxiaux pour montrer les résultats de l'application de la triade de qualité des sédiments aux sédiments contaminés par les métaux 49

5 Relation quantitative entre la structure et l'activité des alcools aliphatiques. 55

6 Séquences des manipulations d'un échantillon à l'étape I de l'évaluation qualitative de la toxicité. 59

7 Courbes inhabituelles de l'effet observé en fonction de la concentration. 61

8 Relation empirique entre la toxicité du cuivre et la dureté de l'eau douce. 93

9 Cadre d'évaluation des déchets destinés à l'immersion. 114

10 L'approche canadienne pour le contrôle des lieux d'immersion des déchets. 118

11 Modèle général d'une évaluation environnementale. 130

12 Protocole du Conseil canadien des ministres de l'environnement pour déterminer les lignes directrices (recommandations) en matière de la qualité de l'eau pour la protection des organismes aquatiques 139

13 Évaluation séquentielle du risque et marge prévue de sécurité. 141

14 Courbes de la toxicité de deux toxiques hypothétiques. 143

15 Situations hypothétiques où le terrain modifie les marges de sécurité. 143

Liste des abréviations, symboles et formules chimiques

*	renvoie à la définition correspondante dans la rubrique « Terminologie »
<	plus petit que, inférieur à
>	plus grand que, supérieur à
%	pour cent
σ	écart-type
2,4-D	acide 2,4-dichlorophénoxyacétique
2,4-DCA	acide 2,4-dichloracétique
ACLAE	Association canadienne des laboratoires d'analyse environnementale
AHH	aryl-hydroxylase
APHA	American Public Health Association
AQ/MQ	assurance de la qualité/ maîtrise de la qualité
ASTM	American Society for Testing et Materials
BEAST	*Benthic Assessment of Sediment* (évaluation du sédiment par le benthos)
BEEP	barème d'effets écotoxicologiques potentiels
BPC	biphényle polychloré
BPL	bonnes pratiques de laboratoire
$CaCO_3$	carbonate de calcium
CC	charge critique
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CCMRE	Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement
CCN	Conseil canadien des normes
CDT	coefficient de débit de toxicité
CE 50	concentration efficace médiane
CEC	capacité d'échange cationique
CEE	Communauté économique européenne
CEMO	concentration avec effet minimal observé
CESO	concentration avec effet de seuil observé
CFT	coefficient de flux de toxicité
CI	concentration inhibitrice
CL 50	concentration létale médiane
CLHP	chromatographie en phase liquide à haute pression
CMAT	concentration maximale acceptable de toxique
CMATS	CMAT spécifique, c'est-à-dire concentration maximale acceptable de toxique pour une espèce donnée
CMI	Commission mixte internationale
COD	carbone organique dissous
COT	carbone organique total
CSEO	concentration sans effet observé
CTMP	concentration toxique minimale prévisible
CV	coefficient de variation
DBO	demande biochimique d'oxygène
DCO	demande chimique d'oxygène
DNOC	4,6-dinitro-orthocrésol
DT	débit de toxicité
E	potentiel d'oxydoréduction
ECOD	7-éthoxycoumarine-*o*-déséthylase
EDTA	acide éthylènediaminetétracétique
EQT	évaluation qualitative de la toxicité
ERE	évaluation du risque écologique
EROD	éthoxyrésorufine-*o*-déséthylase
ERT	évaluation de la réduction de la toxicité
ÉTIMA	Programme d'évaluation des techniques de mesure d'impact en milieu aquatique
FeS	sulfure de fer, monosulfure de fer
FT	flux de toxicité
g	gramme
h	heure
HAP	(hydrocarbure) aromatique polycyclique
IR	infrarouge
ISO	Organisation internationale de normalisation
j	jour
K_{oc}	coefficient de sorption sur le carbone organique
kg	kilogramme
K_{oe}	coefficient de partage entre l'octanol et l'eau
L	litre
LCPE	*Loi canadienne sur la protection de l'environnement*
LPA	*Loi sur les produits antiparasitaires*
MD	marque déposée
MENVIQ	ministère de l'Environnement du Québec
MES	matières en suspension
mg	milligramme
MOD	matière organique dissoute
mol/L	moles par litre
MSE	métal simultanément extrait
MTD	matières totales dissoutes
NRA	*National Rivers Authority*, Administration des cours d'eau d'Angleterre et du pays de Galles
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
OD	oxygène dissous
OFM	oxydase à fonction mixte
p-NT	paranitrotoluène
PCDD	polychlorodibenzodioxines
PCE	programme Choix environnemental
pH	réaction acido-basique d'une solution aqueuse
PNALC	Programme national d'assainissement des lieux contaminés
PO	ministère des Pêches et des Océans
r	coefficient de corrélation
rH	potentiel d'oxydoréduction, en biologie
RQSA	relation quantitative entre la structure et l'activité
RSA	relation entre la structure et l'activité
RTATC	rapport de la toxicité aiguë à la toxicité chronique
s	seconde

SEA	sulfure extractible à l'acide	UV	*ultraviolet*
SEE	suivi des effets sur l'environnement	VCT	valeur critique de la toxicité
SMID	Stratégie municipale et industrielle de dépollution	VEE	valeur estimée de l'exposition
		VESEO	valeur estimée sans effet observé
SPE	Service de protection de l'environnement	§	paragraphe
t	tonne	≤	inférieur ou égal à
TCDD	tétrachlorodibenzo-*p*-dioxine	≥	supérieur ou égal à
USEPA	United States Environmental Protection Agency	→	voir (le mot ou l'expression qui suit) ; aller à
UT	unité de toxicité	‰	pour mille, millième
UTL	unité de toxicité létale		
UTS	unité de toxicité sublétale		

Terminologie

Toutes les définitions ci-dessous s'inscrivent dans le contexte du présent rapport ; elles pourraient ne pas être adaptées à d'autres contextes.

Verbes auxiliaires

L'auxiliaire *doit (doivent)* exprime l'obligation absolue.

L'auxiliaire *devrait (devraient)* et le conditionnel d'obligation (*il faudrait*, etc.) expriment une recommandation ou la nécessité de respecter dans la mesure du possible la condition ou la méthode.

L'auxiliaire *peut (peuvent)* exprime l'autorisation ou la capacité d'accomplir une action.

L'auxiliaire *pourrait (pourraient)* indique la possibilité ou l'éventualité.

Termes techniques

à renouvellement continu, se dit d'un essai dans lequel on renouvelle continuellement la solution du milieu expérimental par l'apport constant ou intermittent, mais fréquent, de solutions fraîches.

à renouvellement intermittent, se dit d'un essai toxicologique dans lequel on renouvelle (remplace) périodiquement la solution d'essai ou l'eau recouvrant le sédiment d'essai, habituellement au début de chaque période de 24 h ou moins. Syn. *à renouvellement périodique*.

agrément, reconnaissance officielle de la compétence d'un laboratoire d'analyse de l'environnement à l'égard d'essais donnés. Cette reconnaissance se fonde sur la capacité du laboratoire, évaluée en partie par des inspections sur place, et sur ses performances.

aigu, qui se manifeste sur une courte période (minutes, heures, quelques jours) relativement à la durée de vie de l'organisme en expérience.

ajout dosé, addition d'une quantité connue de substance chimique ou d'une autre matière à un sédiment. Cette addition se fait habituellement dans un sédiment non pollué ou témoin, mais parfois à un sédiment contaminé. Après l'addition, on mélange à fond le sédiment. Si la matière ajoutée est le sédiment d'essai, les documents d'Environnement Canada ne parlent pas d'*ajout dosé*, mais plutôt de « dilution » ou, simplement, d'« addition ».

assurance de la qualité (AQ), programme, appliqué à l'intérieur d'un laboratoire, pour que les travaux scientifiques et techniques arrivent à des résultats précis et exacts. Comprend la sélection des bonnes marches à suivre, la collecte des échantillons, le choix des limites, l'évaluation des données, la *maîtrise de la qualité** ainsi que les compétences et la formation du personnel.

batterie d'essais, combinaison de plusieurs essais toxicologiques sur différents organismes. L'expression implique divers types d'organismes (p. ex. bactérie, algue ou crustacé).

bioaccumulation, accumulation nette d'une substance dans un organisme, du fait de son assimilation à partir de toutes les sources présentes dans l'environnement.

bioamplification, augmentation de la concentration tissulaire de substances mal éliminées, à la faveur d'une accumulation par voie alimentaire dans au moins deux niveaux trophiques. (L'augmentation de concentration à la faveur d'un seul échange trophique, c'est-à-dire d'un ensemble d'organismes à leur consommateur au niveau trophique suivant a parfois été qualifiée, à l'étranger, d'*empoisonnement secondaire*, ce qui est malencontreux, car il existe des cas d'augmentation de la concentration sans signe effectif d'empoisonnement.)

bioconcentration, accumulation nette d'une substance du milieu ambiant par un organisme, à une concentration supérieure à celle du milieu. Chez un organisme aquatique, le phénomène résulterait de l'assimilation directe de la substance de la solution aqueuse ambiante.

bonnes pratiques de laboratoire, ensemble de normes régissant le plan d'expérience, la collecte des données et la conduite des études scientifiques et techniques au laboratoire. Les normes sont édictées par l'OCDE.

carte de contrôle, graphique servant à suivre l'évolution des paramètres de mesure correspondant à un toxique de référence. La date de l'essai se trouve sur l'axe horizontal et, sur l'axe logarithmique vertical on porte la concentration à laquelle l'effet est observé (v. fig. 2).

charge critique (CC), concentration minimale d'une substance dans les tissus d'un organisme qui correspond à des effets nocifs chez cet organisme. L'expression est particulièrement pertinente pour les substances d'intérêt prioritaire (§ 5.8). [On trouve parfois *charge corporelle critique.*]

chronique, qui survient habituellement au cours d'une période relativement longue d'exposition, représentant habituellement une proportion importante de la durée de vie de l'organisme, p. ex. 10 % au moins.

coefficient de débit de toxicité (CDT), syn. de *coefficient de flux de toxicité.*

coefficient de flux de toxicité (CFT), le *flux de toxicité** de l'effluent ramené à l'unité de production de marchandise (p. ex. la tonne de papier) à l'origine de l'effluent. (Syn. : *coefficient de débit de toxicité*)

coefficient de partage entre l'octanol et l'eau (K_{oe}), rapport de la solubilité d'un produit chimique dans le *n*-octanol à sa solubilité dans l'eau. Plus le rapport est élevé, plus la substance a tendance à s'accumuler dans les tissus vivants. On utilise parfois le symbole P_{oe}.

concentration avec effet de seuil observé (CESO), valeur se situant quelque part entre la concentration sans effet observé et la concentration avec effet minimal observé, étant la moyenne géométrique de ces deux concentrations. Elle présente l'avantage de n'offrir qu'un seul paramètre ultime de mesure.

concentration avec effet minimal observé (CEMO), concentration minimale de la substance d'essai causant, chez l'organisme qui y est exposé, un effet statistiquement significatif par rapport au groupe témoin.

concentration efficace médiane (CE 50), concentration de substance dans l'eau (p. ex. en mg/L) ou dans le sol ou le sédiment (p. ex. mg/kg) que l'on estime causer un effet toxique défini chez la moitié des organismes en expérience. Dans la plupart des cas, la CE 50 et ses limites de confiance à 95 % découlent de l'analyse statistique des pourcentages d'organismes chez qui l'effet se fait sentir après une période fixe d'exposition, qu'il faut préciser (p. ex. *après 72 h*). La CE 50 décrit des effets quantiques, létaux ou sublétaux, et ne convient pas aux effets quantitatifs (→ *concentration inhibitrice*).

concentration inhibitrice (CIp), concentration correspondant à un pourcentage (désigné par *p*) d'effet. C'est une estimation ponctuelle de la concentration de la matière faisant l'objet de l'essai qui inhibe, selon le pourcentage précisé, un paramètre biologique quantitatif, par rapport au témoin, par exemple le nombre de jeunes produits ou la taille atteinte par les sujets à la fin de l'essai.

concentration létale médiane (CL 50), concentration de matière dans l'eau, le sol ou le sédiment, que l'on estime mortelle pour la moitié des organismes en expérience. La CL 50 et ses limites de confiance à 95 % se calculent habituellement par l'analyse statistique des pourcentages de mortalité observés à plusieurs concentrations, après une période fixe d'exposition, qu'il faut préciser (p. ex. CL 50 après 48 h).

concentration maximale acceptable de toxique (CMAT), traduction de *MAXIMUM ACCEPTABLE TOXICANT CONCENTRATION* (MATC), expression surtout usitée aux États-Unis. Elle a été diversement définie, mais, en général, on la considère maintenant comme synonyme de *concentration avec effet* de seuil observé*, expression recommandée dans le présent guide.

concentration sans effet observé (CSEO), concentration maximale d'une substance ne causant aucun effet statistiquement significatif chez l'organisme exposé, par rapport au témoin.

concentration toxique minimale prévisible (CTMP), concentration d'un effluent dans l'eau réceptrice, sous laquelle 5 % seulement des échantillons devraient exercer un effet sublétal, au niveau de confiance de 95 %. Cette notion a été créée par Environnement Canada pour la surveillance des effets des effluents dans l'environnement.

conformité, respect des exigences officielles des règlements ou des permis.

contaminant, substance étrangère, présente dans un système naturel ou présente à une concentration plus forte qu'à l'accoutumée, en raison, directement ou non, de l'activité humaine. Le terme désigne habituellement des substances présentes à de faibles concentrations, qui ne se sont pas révélées causer des effets biologiques nocifs. Pour certains, le terme revêt un sens particulier et il possède des significations précises en vertu de certaines définitions ou règlements nationaux et internationaux.

courbe de la toxicité, graphique des paramètres successifs de mesure d'un essai ou d'essais, en fonction de la durée d'exposition, sur des échelles logarithmiques (p. ex. log CL 50 en fonction de la durée logarithmique d'exposition). La courbe peut montrer si, au cours de l'essai, on a atteint un seuil de toxicité, c'est-à-dire l'asymptote de la concentration, indépendante du temps, chose qu'il importe de connaître à l'égard de tout toxique. La courbe concerne habituellement les effets létaux, puisque, pour la plupart des essais sur les propriétés sublétales, on ne possède d'observations définitives de l'effet qu'à la fin de l'essai.

critère, au Canada, donnée scientifique dont dérivent, après évaluation, des limites recommandées pour diverses utilisations de l'eau (appliquées, par exemple, à la qualité de l'eau par le CCMRE, 1987). V. aussi *ligne directrice relative à la qualité.* (Dans les publications étrangères, par exemple des États-Unis, et dans la terminologie courante du domaine, *critère* est plus ou moins un synonyme de *ligne directrice*. Par exemple, Rand (1995) définit le critère de qualité de l'eau comme « une estimation, fondée sur des jugements scientifiques, de la concentration d'une substance chimique ou d'un autre constituant dans l'eau qui, si elle n'est pas dépassée, protégera un organisme, une communauté ou une utilisation ou une qualité prescrite de l'eau avec un degré convenable de sécurité ».)

culture, **1.** Population de végétaux ou d'organismes inférieurs que l'on fait croître dans des conditions définies et contrôlées afin d'obtenir des sujets d'expérience en bonne santé. — **2.** Activité visant à obtenir ces végétaux et organismes. (→ ÉLEVAGE.)

danger, possibilité d'effet(s) nocif(s) qui pourrai(en)t résulter de l'exposition, simple ou répétée, à des concentrations éventuellement toxiques de substances chimiques.

décontamination, traitement d'un lieu contaminé pour empêcher, réduire au minimum ou atténuer les effets nocifs pour la santé humaine ou l'environnement. L'opération peut comprendre à la fois des actions physiques directes (p. ex. élimination, destruction et confinement des substances toxiques) ou des moyens administratifs (p. ex. zonage ou décrets).

débit de toxicité (DT), synonyme de *flux de toxicité.*

détoxication, élimination, disparition de la substance d'un organisme, par l'intervention d'un processus actif ou passif.

eau de porosité, de façon générale, eau occupant les interstices entre les particules d'un sédiment. La quantité d'eau de porosité s'exprime en pourcentage en poids du sédiment humide. On peut extraire l'eau de porosité du sédiment et en mesurer la toxicité, si on le souhaite. (L'eau interstitielle désigne une eau de porosité non perturbée, en place dans le sédiment ; extraite du sédiment, elle ne devrait plus être qualifiée d'*interstitielle*.)

eau interstitielle, eau non perturbée occupant l'espace entre les particules d'un sédiment. Extraite du sédiment, elle ne devrait plus être qualifiée d'interstitielle. (*Eau de porosité** est une expression plus générale désignant l'eau interstitielle, mais s'appliquant aussi à la même eau après son extraction du sédiment.)

eau réceptrice, eau de surface (p. ex. d'un cours d'eau ou d'un lac) dans laquelle ont été rejetées ou sont sur le point d'être rejetées des matières résiduaires ou des contaminants (p. ex. elle est immédiatement en amont de la source ponctuelle de contamination). Il faut en donner une description étoffée pour préciser de quoi il s'agit.

écotoxicologie, subdivision de la *toxicologie**, insistant cependant sur les écosystèmes, les communautés naturelles et les espèces sauvages, sans exclure l'homme des écosystèmes.

effet gradué, v. *effet quantitatif.*

effet mesuré, v. *paramètre de mesure* 2.

effet quantique, effet auquel, dans un essai toxicologique, chaque organisme réagit ou ne réagit pas. Par exemple, un animal pourrait engendrer ou ne pas engendrer de jeunes. V. *effet quantitatif.*

effet quantitatif, dans un essai toxicologique, effet dont la valeur mesurée varie continuellement sur une échelle numérique. Il en serait ainsi du nombre de cellules d'algues comptées ou de la taille atteinte par un animal. Dans ce contexte, *effet gradué* signifie la même chose. V. *effet quantique.*

effluent, tout déchet liquide (p. ex. industriel, urbain) rejeté dans l'environnement.

élevage, **1.** Ensemble d'animaux (capturés ou non dans la nature) que l'on fait croître dans des conditions définies et contrôlées de laboratoire jusqu'à ce qu'ils aient atteint la taille, l'âge ou le poids voulus pour les essais toxicologiques ou jusqu'à ce qu'ils engendrent une descendance en santé. — **2.** Activité visant à obtenir ces animaux..

élutriat, solution aqueuse obtenue après avoir ajouté de l'eau à une matière solide (p. ex. sol, stériles, boue de forage, déblais de dragage), avoir agité le mélange, puis l'avoir centrifugé, filtré ou avoir décanté le surnageant.

en conditions statiques, se dit des essais toxicologiques dans lesquels les solutions d'essai ou l'eau recouvrant le sédiment d'essai ne sont pas renouvelées au cours de l'essai.

essai biologique, essai mesurant la concentration ou la dose d'une substance par la réaction qu'elle provoque chez des organismes vivants ou un système vivant. En pharmacologie, on évalue ainsi la dose inconnue d'une préparation donnée d'un médicament par rapport à la dose connue d'une préparation étalon. Dans le domaine de l'environnement on préfère l'expression *essai toxicologique**, plus précise. (On rencontre aussi parfois *bio-essai* et *dosage biologique.*)

essai couvrant le cycle vital, essai au cours duquel on observe les organismes au moins à partir d'une étape du cycle vital d'une génération jusqu'à la même étape de la génération suivante.

essai toxicologique, détermination de l'effet d'une matière sur un groupe d'organismes choisis dans des conditions précises. Appliqué à l'environnement, l'essai permet habituellement de mesurer : *a*) la proportion d'organismes touchés (*essai quantique*) ; *b*) le degré de l'effet observé (*essai quantitatif* ou *gradué*) après exposition à un produit chimique, à un déchet liquide, à une eau réceptrice, à un sédiment ou à un sol, non dilué ou à des concentrations précises.

évaluation de la réduction de la toxicité, traitement semblable à l'*évaluation qualitative de la toxicité**, mais visant à dégager les techniques qui parviennent le mieux à réduire la toxicité, pour le traitement des déchets.

évaluation du danger, partie initiale de l'évaluation du risque. On y définit les organismes vivants susceptibles d'être exposés aux concentrations toxiques et les effets qu'ils pourraient ressentir.

évaluation du risque écologique, identification et quantification des *risques** pour les organismes non humains, puis détermination de l'acceptabilité de ces risques.

évaluation qualitative de la toxicité (EQT), enquête systématique visant à découvrir la ou les substances qui, dans un mélange, rendent ce dernier toxique. Divers traitements préalables de nature physico-chimique (p. ex. réglage du pH, filtration, aération) sont suivis d'essais toxicologiques ; les résultats donnent des indices sur le type de toxique qui exerce son effet.

flux de toxicité (FT), produit de la toxicité de l'effluent (exprimée en unités de toxicité), multipliée par le débit de ce dernier (en m^3/j). Syn. : *débit de toxicité.*

létal, qui cause directement la mort. Celle-ci est habituellement définie par l'interruption de tous les signes visibles de mouvement ou d'activité.

ligne directrice relative à la qualité, limite numérique de concentration, reposant sur des bases scientifiques (on parle alors de *nombre-guide*) ou énoncé narratif recommandé pour appuyer et protéger des organismes indigènes désignés ou une forme d'utilisation de l'eau. Peut viser les sols, l'eau, etc. L'*objectif de qualité* se définit de même, sauf qu'il s'applique à un emplacement précis. Des provinces ont établi des listes d'objectifs relatifs à la qualité de l'eau, qui reflètent des conditions officiellement visées. Une *norme de qualité* est un objectif reconnu dans les lois applicables par un pouvoir public pour maîtriser l'environnement.

limite de la zone de confiance, limite, calculée logarithmiquement, située à plus ou moins deux écarts-types ($\pm 2\ \sigma$), de part et d'autre de la moyenne géométrique « historique » des paramètres ultimes de mesure d'essais effectués avec un toxique de référence.

lixiviat, eau, usée ou non, ayant traversé une épaisseur de sol ou de déchets solides.

maîtrise de la qualité, actions précises, englobées dans le programme d'assurance de la qualité : normalisation, étalonnage, répétition, échantillons témoins et estimations statistiques des limites relatives aux données.

matière, substance* ou substances dont est faite une chose. Ses caractéristiques seraient plus ou moins uniformes. Un sédiment, un sol ou une eau de surface sont des matières. Habituellement, la matière renferme un nombre plus ou moins grand de substances ou de produits chimiques.

matière en suspension (MES), sédiment ou partie de sédiment mélangé à l'eau, les particules continuant d'être en suspension dans cette dernière.

moyenne géométrique, moyenne de mesures répétées, calculée logarithmiquement. Son avantage est de faire en sorte que les valeurs extrêmes n'influent pas sur sa propre valeur, comme c'est le cas pour la moyenne arithmétique. On peut calculer la moyenne géométrique comme étant la racine $n^{ième}$ du produit de n valeurs et, aussi, comme l'antilogarithme de la moyenne des logarithmes des n valeurs.

narcose, mode non spécifique d'action d'un toxique, perturbation générale de l'activité cellulaire pouvant être produite par de nombreux composés organiques. Le terme décrit aussi l'effet observé chez les animaux, en général un état de stupeur ou d'insensibilité, ainsi que la perte d'équilibre ou de mouvement.

nombre-guide, v. *ligne directrice relative à la qualité.*

non polaire, se dit d'une substance dont les molécules sont électriquement symétriques, le centre des charges positive et négative se trouvant au même point, dans la molécule. Normalement, cela s'explique par le partage, entre les atomes de la molécule, des électrons, qui se trouvent exactement entre ces atomes ou parmi eux. Un solvant non polaire tel que le benzène ou le tétrachlorure de carbone dissout les substances non polaires ou covalentes telles que le soufre, le phosphore et les paraffines, insolubles dans l'eau. V. *polaire.*

norme, v. *ligne directrice relative à la qualité.*

objectif, v. *ligne directrice relative à la qualité.*

paramètre, **1.** *Paramètre (ultime) de mesure,* mesure ou valeur caractérisant les résultats d'un essai (CL 50, CE 50, CI 25, etc.). — **2.** Réaction de l'organisme en expérience exprimant l'effet qui est censé marquer la fin de l'essai (p. ex. mortalité, nombre de jeunes produits) [On peut alors parler d'*effet mesuré*].

pélagique, **1.** Se dit d'un organisme aquatique qui nage ou qui flotte. — **2.** Se dit aussi du large ou de l'eau entre la surface et le fond d'une étendue d'eau, généralement la mer.

P_{oe}, autre symbole conventionnel pour représenter le coefficient de partage entre l'octanol et l'eau. V. K_{oe}

polaire, se dit d'une substance dont la molécule ne possède pas de symétrie électrique, l'une de ses extrémités étant positive, l'autre négative, conformément à la distribution relative des électrons. L'eau est un solvant polaire, parce que ses molécules forment des dipôles, les atomes constitutifs (hydrogène et oxygène) épousant une configuration asymétrique, de sorte que les centres des charges électriques positive et négative ne sont pas situés au même point dans la molécule : une extrémité tend à être positive, l'autre négative. En conséquence, l'eau est un bon solvant pour les acides, les bases et les sels, substances ioniques ou s'ionisant en solution. Parce qu'elle est un solvant polaire, l'eau n'est presque pas miscible dans les liquides tels que le benzène et le tétrachlorure de carbone, lesquels ne sont pas polaires. V. *non polaire.*

polluant, matière ou forme d'énergie causant ou capable de causer la *pollution** si elle est rejetée dans l'environnement en quantités suffisantes. (→ *contaminant.*)

pollution, addition d'une matière ou d'une forme d'énergie telle que la chaleur à un milieu quelconque, en une quantité y causant une altération décelable, qui est nocive pour l'utilisation de ce milieu par un organisme ou par l'homme. Il existe des définitions officielles (nationales et internationales) de la *pollution,* qu'il faudrait citer comme telles dans les contextes qui s'y prêtent.

probit, unité mesurant l'écart par rapport à la moyenne d'une distribution normale, exprimée en écarts-types de la distribution. Son emploi pratique dans l'estimation de la CL 50 ou de la CE 50 consiste à redresser la courbe sigmoïdale de la distribution normale, pour exprimer le pourcentage d'effet en fonction du logarithme de la concentration. L'*analyse probit* est la méthode employant le maximum de vraisemblance pour estimer les paramètres de la distribution normale des tolérances et, en conséquence, de la CE 50. Dans l'usage actuel, elle sert souvent à décrire l'estimation par le maximum de vraisemblance, avec toute distribution sous-jacente de la tolérance (p. ex. normale, logistique).

produit chimique, dans le présent rapport, tout élément, composé, préparation ou mélange de substances qui pourraient se trouver associés à l'eau, à un sédiment ou à un sol, y être mélangés ou y être déposés.

protocole, document officiel, exposant avec précision l'ensemble des marches à suivre pendant un essai ou une expérience.

récepteur, en évaluation environnementale et, plus particulièrement, en évaluation du risque écologique, élément de l'écosystème (p. ex. les oiseaux prédateurs) qui pourrait être touché par les substances toxiques d'un lieu ou d'une situation donnée. La *caractérisation des récepteurs* vise à les identifier.

répétition, enceinte expérimentale renfermant le nombre prescrit d'organismes, exposés soit à une concentration de la solution d'essai, soit à l'eau de dilution qui sert de témoin. Dans un essai toxicologique comportant trois répétitions de cinq concentrations d'essai et d'un témoin, on utiliserait 18 enceintes expérimentales (trois enceintes ou répétitions pour chaque concentration ou témoin). La répétition est une unité expérimentale indépendante ; c'est pourquoi tout transfert d'organismes ou de solutions d'une répétition à l'autre invalide l'analyse statistique fondée sur la répétition.

risque, probabilité ou vraisemblance d'un effet nocif.

salinité, **1.** Traditionnellement, expression de la masse totale de sels dissous dans une masse donnée de solution, en grammes par kilogramme (dit aussi en parties pour mille, en millièmes (‰) ou, plus rarement, en parties par millier). — **2.** Aujourd'hui, valeur mesurée de façon empirique, à partir des relations standard de densité ou de conductivité, et exprimée par un nombre pur, p. ex. : « *salinité de 32* » (APHA *et al.*, 1995).

sédiment, matière naturelle formée de particules ayant été transportées dans l'eau puis s'étant déposées sur le fond. Peut également désigner un substrat artificiel. Désigne le sédiment entier et intact, manipulé le moins possible après le prélèvement ou la préparation. Ne désigne pas une forme ou un dérivé du sédiment tel que l'élutriat ou le sédiment remis en suspension. Sauf dans les cas où la précision est nécessaire, il n'est pas nécessaire de parler de *sédiment entier.* Les

matières s'étant déposées et formant un sédiment pourraient être agitées en présence d'eau, auquel cas, on parlerait de *sédiment remis en suspension**.

sédiment de référence, échantillon, prélevé sur le terrain, d'un sédiment possédant des propriétés (p. ex. granulométrie, teneur en matière organique) correspondant étroitement aux propriétés de l'échantillon ou des échantillons du sédiment d'essai, sauf qu'on le choisit exempt de la source particulière de contamination chimique à laquelle on s'intéresse ou que l'on évalue. Comme on le prélève souvent à proximité des stations où on prélève les échantillons du sédiment d'essai, il pourrait être soumis à d'autres influences polluantes que celles que l'on évalue.

sédiment entier, v. *sédiment.*

sédiment remis en suspension, sédiment ayant été agité vigoureusement avec de l'eau et que l'on a laissé déposer.

sédiment témoin, sédiment non contaminé, provenant de l'endroit où on a capturé les organismes qui serviront à l'essai ou préparé de façon à posséder une composition normalisée. Pour les organismes en culture ou en élevage, ce témoin est un échantillon de sédiment identique à celui du milieu de culture ou d'élevage. Ce sédiment ne doit renfermer aucune matière d'essai. Les méthodes d'essai d'Environnement Canada exigent que l'effet exercé par le sédiment témoin n'excède pas une valeur prédéterminée.

série de dilutions, série de concentrations décroissantes d'essai dont chacune diffère de la précédente par un coefficient constant (de dilution), par exemple de 100, de 50, de 25 ou de 12,5 %. On peut obtenir cette série par dilutions successives d'une solution mère ou d'une eau usée donnée.

sol, matière entière et intacte, manipulée le moins possible après le prélèvement ou la préparation. Ce n'est ni une forme ni un dérivé du sol tel qu'un élutriat ou un lixiviat. Sauf dans les cas où la précision est particulièrement exigée, il n'est pas nécessaire de parler de *sol entier.*

sol de référence, échantillon, prélevé sur le terrain, d'un sol possédant des propriétés (p. ex. texture, structure, pH, teneur en matière organique) aussi semblables que possible à celles de l'échantillon ou des échantillons de sol d'essai, sauf qu'il est exempt de la source de contamination chimique à laquelle on s'intéresse et que l'on évalue. Comme on le prélève souvent dans les parages du lieu de prélèvement des échantillons de sol d'essai, il pourrait être soumis à d'autres influences polluantes que celles que l'on étudie. Il sert à décrire les effets de matrice, dans l'essai, et peut aussi servir de témoin et de diluant, dans la préparation de concentrations du sol d'essai.

sol entier, v. *sol.*

sublétal, nocif pour l'organisme, mais en deçà de la concentration directement mortelle au cours de l'essai.

substance, type particulier de matière. Le terme a un sens plus restreint que *matière** et pourrait désigner un produit chimique ou un élément donné.

substance d'intérêt prioritaire, matière inscrite sur la *Liste des substances d'intérêt prioritaire* par les ministres fédéraux de l'Environnement et de la Santé, en vertu d'une exigence de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement.* Il faut évaluer la matière pour déterminer si elle est toxique et si des mesures d'atténuation sont nécessaires.

sûr, se dit une concentration de toxique ou de matière résiduaire *suffisamment* faible pour ne pas causer d'effet sublétal chez les organismes après exposition indéfiniment prolongée. Cette concentration sûre est quelque peu hypothétique et il lui manque une méthode mathématique précise d'estimation, mais elle serait inférieure à toute concentration à laquelle correspondent des effets toxiques.

témoin, **1.** Dans une enquête ou une étude, variante expérimentale reproduisant tous les facteurs qui pourraient influer sur les résultats, sauf la condition particulière étudiée. Dans un essai toxicologique, le témoin doit reproduire toutes les conditions d'exposition, mais ne pas renfermer de la substance d'essai. Le témoin sert à vérifier l'absence de toxicité attribuable aux conditions de base (p. ex. qualité de l'eau de dilution, état de santé des organismes, effets dus à la manipulation de ces derniers). — **2.** Syn. de *témoin négatif.* V. aussi *témoin positif.*

témoin négatif, v. *témoin.*

témoin positif, essai toxicologique avec un toxique de référence servant à évaluer la sensibilité des organismes au moment où on évalue la matière d'essai ainsi que la précision des résultats obtenus par le laboratoire sur cette substance.

temps létal médian (TL 50), durée d'exposition qui, estime-t-on, tue la moitié des organismes en expérience à une concentration donnée de matière d'essai. Des observations successives de la mortalité correspondant à chaque concentration d'une série permettent d'estimer le TL 50 de chaque concentration et, parfois, de tracer une *courbe** révélatrice *de la toxicité.* Les techniques statistiques habituellement utiles à la détermination de la CL 50 ne sont pas opérantes, en raison des observations répétées sur chaque groupe d'organismes.

toxicité, capacité propre d'une matière de provoquer des effets nocifs chez les organismes vivants.

toxicité aiguë, manifestation d'un effet nocif (létal ou sublétal) chez l'organisme en expérience, après une courte exposition à la matière d'essai, habituellement quelques jours.

toxicité chronique, manifestation d'effets à long terme, habituellement reliés à des modifications du métabolisme, de la croissance, de la reproduction ou de la capacité de survie.

toxicologie, science de la toxicité des matières ou des conditions toxiques. Cette science fait appel à une gamme illimitée de disciplines scientifiques, d'outils de laboratoire ou de terrain ou d'études à divers niveaux, que ce soit à celui de la molécule ou à celui de l'écosystème. La toxicologie appliquée se propose normalement de définir la marge de sécurité de l'emploi d'une substance chimique ou d'autres agents. (V. *écotoxicologie.*)

toxique, adj. nocif pour les organismes vivants (s'il se trouve en quantité suffisante, au bon endroit). ◆ n. m., substance toxique, poison (v. § 2.1).

toxique de référence, étalon chimique servant à mesurer la sensibilité des organismes d'essai, afin d'établir le degré de confiance dans les résultats des essais toxicologiques. Dans la plupart des cas, le toxique de référence sert à évaluer la sensibilité des organismes au moment où l'on évalue la matière d'essai ainsi que la précision de résultats obtenus par le laboratoire à l'égard de cette matière.

unité de toxicité, unité de grandeur exprimant la concentration toxique d'une substance en solution ou d'une eau usée. Cette concentration toxique est exprimé en multiples (ou fractions) d'un paramètre standard de mesure de la toxicité. Si ce paramètre était la CL 50 de substance, par exemple, le *nombre d'unités de toxicité létale* de la substance serait le quotient de la concentration réelle de la substance dans l'eau divisée par la CL 50. Le nombre d'*unités de toxicité sublétale* se calcule de même, avec, au dénominateur, un paramètre défini de mesure de cette toxicité (la CI 25, par exemple). Dans le cas d'un effluent, on calcule le nombre d'unités de toxicité en divisant 100 % (c'est-à-dire la concentration de l'effluent) par le paramètre retenu de mesure de sa toxicité, exprimé lui aussi en pourcentage (p. ex. un effluent dont la CL 50 est de 10 % renferme 10 unités de toxicité létale). L'unité de toxicité constitue un concept pratique, puisque le nombre d'unités augmente proportionnellement à la toxicité.

valeur critique de la toxicité (VCT), expression quantitative d'un faible effet toxique, tel que la CI 25. L'expression est utilisée dans les évaluations des substances prioritaires au Canada.

Remerciements

Le présent guide a été rédigé par John B. Sprague (Sprague Associates Ltd., Salt Spring Island [C.-B.]), Barry R. Taylor (alors chez Golder Associates Ltd., Calgary [Alb.], actuellement chez Taylor Mazier Associates, St. Andrews [N.-É.]), Hal R. Hamilton, Gordon G. Macdonald, Stella M. Swanson, et Michael G. Rankin (Golder Associates Ltd., Calgary [Alb.] et Burnaby [C.-B.]), et J. Steven Goudey (HydroQual Laboratories Ltd., Calgary). Le § 5.8 a été rédigé par Kenneth W. Taylor (Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada [EC], Hull [Qc]). Une partie du § 5.2 a été rédigée par Richard P. Scroggins (Section de l'élaboration et de l'application des méthodes [SEAM], EC, Gloucester [Ont.]). Le guide s'inspire d'autres guides, de rapports et de travaux publiés antérieurs en toxicologie et en écologie, complétés par les conseils de scientifiques et de techniciens de l'administration, de l'industrie et des établissements supérieurs d'éducation de tout le Canada. Autorité scientifique du projet, Richard P. Scroggins a pourvu aux grandes orientations, à la lecture détaillée et à l'aide technique continues.

Les membres du comité directeur du projet sont tous actifs dans le domaine de l'écotoxicologie. Qu'ils soient remerciés pour leur participation constante à l'élaboration et à la révision du document. Les membres, tous d'EC, sauf mention du contraire, sont : Robert Baker (Direction générale de l'évaluation environnementale [DGEE], Hull), Norman Bermingham (Centre Saint-Laurent, Montréal), Philippa M. Cureton (DGEE, Hull), Marie-Louise Geadah (Bureau national de la prévention de la pollution, Hull), Karen Keenleyside (Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Hull), Ian MacKenzie (Division des normes et des autorisations, Protection de l'environnement de l'Alberta, Edmonton), Jennifer A. Miller (Miller Environmental Sciences Inc., Stroud [Ont.]), James M. Osborne (Division du milieu marin, Hull), W. Roy Parker (région de l'Atlantique, Service de la protection de l'environnement, Dartmouth [N.-É.]), Richard P. Scroggins, Rob Stevens (Direction générale des sciences physiques et chimiques, Pêches et Océans Canada, Ottawa), Roger Sutcliffe (Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Hull).

C'est avec reconnaissance que l'on souligne l'aide précieuse des personnes suivantes, qui ont fait parvenir des observations et des idées sur les diverses ébauches du document : Donald J. McLeay (McLeay Environmental Ltd., Victoria) ; Peter M. Chapman (EVS Environment Consultants, North Vancouver [C.-B.]) ; Glenn F. Atkinson (Direction des politiques scientifiques, Service de la conservation de l'environnement, EC, Hull et Environmental et Biological Statistics, Ottawa) ; Gord Balch (Université Trent, Peterborough [Ont.]) ; Steven Bay (Southern California Coastal Water Research Project, Westminster [Californie]) ; Art Beckett (région de la Prairie et du Nord, EC, Edmonton) ; Mark A. Bonnell (Bonnell Environmental Consulting, Ottawa) ; Robert M. Burgess (U.S. Environmental Protection Agency, Narragansett [R.I.]) ; G. Allen Burton (Université d'État Wright, Dayton [Ohio]) ; Andrée Chevrier (Division du milieu marin, EC, Hull) ; Gordon R. Craig et Patricia L. Orr (Beak Consultants Ltd., Brampton [Ont.]) ; Kenneth G. Doe (Laboratoire de toxicologie, région de l'Atlantique, EC, Moncton [N.-B.]) ; Joseph Greene (Département de génie civil, Université d'État de l'Oregon, Corvallis) ; Isabelle Guay et Marc Sinotte (Service d'évaluation des rejets toxiques, min. de l'Environnement, Québec) ; Mick Hamer (Zeneca Agrochemicals, Bracknell [Berkshire], Royaume-Uni]) ; Susan V. Humphrey (région de l'Ontario, EC, Downsview) ; Tibor G. Kovacs et Pierre Martel (Institut canadien de recherches sur les pâtes et papiers, Pointe Claire [Qc]) ; Peter F. Landrum (National Oceanic et Atmospheric Administration, Ann Arbor [Michigan]) ; James M. Lazorchak (Environmental Monitoring Systems Laboratory, Cincinnati [Ohio]) ; Deanna L. Lee (ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique, Surrey) ; Karsten Liber (alors au Lake Superior Research Institute, Université du Wisconsin, Superior, maintenant au Centre de toxicologie de l'Université de la Saskatchewan, Saskatoon) ; Donald Mackay (alors au département de génie chimique et de chimie appliquée de l'Université de Toronto, maintenant à l'Université Trent) ; Louis Martel et Claude Thellen (Écotoxicologie et développement, ministère de l'Environnement du Québec, Sainte-Foy) ; Stanley Megraw (Centre de recherche Domtar, Senneville [Qc]) ; Cathy A. McPherson (EVS Consultants, North Vancouver) ; Linda Meyers-Schöne (International Technology Corporation, Albuquerque [Nouveau-Mexique]) ; Sylvain Ouellet (Division des recommandations, EC, Hull) ; Lynne Patenaude (programme Choix environnemental, Terra Choice), Ottawa ; Linda Porebski (Division du milieu marin, EC, Hull) ; Robert Prairie (Centre de technologie Noranda, Pointe-Claire) ; Anne-Marie Prud'homme (vice-présidence Environnement et collectivités, Hydro-Québec, Montréal) ; John Retallack (NovaCor Chemicals, Red Deer [Alb.]) ; Phillippe Riebel (Beak Consultants Ltd., Dorval) ; Robert Roy (B.A.R. Environmental Inc., Guelph) ; Adolfo E. Silva (Petro-Canada, Calgary) ; Brian Steinback (Alberta Newsprint, Whitecourt) ; Maria Tarkpea (Institut de recherche appliquée sur l'environnement, Université de Stockholm, Nyköping [Suède]) ; K.-L. Tay (EC, Dartmouth) ; Ron Watts (Centre des sciences de l'environnement du Pacifique, EC, North Vancouver) ; Stewart G. Yee (Centre des sciences de l'environnement du Pacifique, EC, North Vancouver) ; Rick H. Young (MacMillan Bloedel Ltd., Vancouver).

Introduction

Repères

- *Le présent document fournit des orientations sur l'interprétation des résultats des essais toxicologiques employant des organismes entiers, plus particulièrement des méthodes publiées par Environnement Canada.*
- *L'interprétation est étayée par la prise en considération des résultats d'analyses chimiques et d'enquêtes biologiques menées sur le terrain. Les essais toxicologiques et les dosages chimiques peuvent servir à des fins de réglementation ou de surveillance ou à prédire les effets dans la nature. Les enquêtes biologiques n'ont jamais d'utilité prédictive, mais elles apportent la preuve concluante d'effets ayant été exercés.*
- *Les essais toxicologiques sont la* ***seule*** *façon de mesurer la toxicité. Leur principal inconvénient est de ne pas permettre, par eux-mêmes, d'identifier l'agent toxique.*
- *Le Canada a fait œuvre de pionnier dans l'emploi des essais toxicologiques afin de réglementer les rejets industriels. Les avantages en ont été marqués. Ces essais sont maintenant généralement appuyés par les organismes internationaux.*

1.1 Objet et portée du présent guide

Les essais toxicologiques deviennent de plus en plus importants pour la protection de l'environnement. Environnement Canada diffuse des modes opératoires normalisés, des méthodes d'assurance-qualité et des guides d'emploi de ces essais. Le présent guide donne des orientations sur la façon d'interpréter les résultats des essais toxicologiques menés en laboratoire et, de façon générale, sur la façon de planifier ces essais et de les intégrer dans des programmes de protection de l'environnement.

Le guide insiste sur les méthodes normalisées d'Environnement Canada (EC, 1990a–f ; 1992a–f ; 1997a, b ; 1998 ; 1999), bien que ses orientations restent valables pour les essais toxicologiques en général. De même, on y trouve des orientations particulières pour les programmes nationaux d'Environnement Canada, mais aussi des orientations générales sur les implications écologiques des résultats des essais. Les orientations se veulent utiles à l'industrie, pour que celle-ci fasse sa propre évaluation des données toxicologiques et, aussi, pour qu'elle envisage des moyens pour faire cadrer ces données avec les programmes de l'État. On suppose que le lecteur possède les rudiments des essais toxicologiques, mais, quelle que soit son expérience, le document devrait lui être utile.

Le guide porte principalement sur les essais monospécifiques (employant une seule espèce) pour mesurer la toxicité d'un sol, d'un sédiment, d'une eau et d'une eau usée contaminés, de même que la toxicité des substances particulières présentes dans ces milieux. Il complète des méthodes normalisées d'essai ainsi que des guides sur l'échantillonnage, les toxiques de référence et l'analyse statistique (EC, 1990d ; 1994c ; 1995a [en préparation] et a). Il décrit de façon générale l'emploi des essais toxicologiques dans des programmes d'évaluation environnementale de plus grande portée, en expliquant un peu ces programmes (validation sur le terrain des résultats obtenus en laboratoire, évaluation des impacts sur l'environnement, etc.). Il aborde aussi l'emploi d'essais toxicologiques dans certains programmes officiels, en décrivant quelque peu ces derniers (section 5). Le guide présente quelques autres sujets généraux, susceptibles d'être utiles aux essais toxicologiques, par exemple la bioaccumulation, les modifications biochimiques et physiologiques (« biomarqueurs »), la réponse immunitaire et l'apparition de tumeurs, les études en mésocosmes ou les techniques de surveillance. Certaines de ces techniques sont encore au stade de la mise au point (section 6).

Le présent document insiste sur les applications des essais toxicologiques à des fins réglementaires, mais ces derniers trouvent de nombreuses autres applications. Grâce à ces essais on peut évaluer les effets des toxiques déjà présents dans les écosystèmes aquatiques ou terrestres. Ces essais sont essentiels à l'évaluation des nouveaux produits lancés dans le commerce ou à l'élaboration de lignes directrices et d'objectifs de protection de l'environnement. De concert avec l'analyse chimique, l'essai toxicologique permet d'identifier des substances dangereuses présentes dans des mélanges complexes telles que les eaux usées, les sols

contaminés, les sédiments ou les lixiviats des lieux d'enfouissement. Les essais toxicologiques peuvent augmenter l'efficacité des analyses chimiques, réduisant de ce fait les coûts (Sergy, 1987 ; Wren *et al.*, 1993). Partant du général, la discussion porte d'abord sur le rôle des essais toxicologiques (§ 1.2 et 1.3), puis sur les concepts et la terminologie de base (section 2). L'assurance de la qualité et la comparaison de différents essais sont l'objet de la section 3. La section 4, portant sur l'interprétation générale des données, passe ensuite aux essais particuliers dans l'eau, les sédiments et les sols. La section 5 expose dans le détail le rôle des essais toxicologiques dans les programmes suivants d'Environnement Canada :

1. Surveillance des effluents.
2. Suivi des effets sur l'environnement.
3. Immersion en mer, dragage des sédiments et surveillance de ces opérations.
4. Évaluation des impacts sur l'environnement.
5. Programme national d'assainissement des lieux contaminés.
6. Élaboration de lignes directrices sur la qualité de l'environnement.
7. *Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles.*
8. Évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire.
9. Choix environnemental.

Sources d'information. — Chaque méthode d'essai publiée par Environnement Canada renferme de l'information de base sur l'essai et l'espèce utilisée ainsi que des renseignements complémentaires. Cependant, des méthodes nouvelles ou améliorées voient continuellement le jour, en écotoxicologie comme dans tous les domaines technoscientifiques. Les premières ébauches paraissent souvent dans des périodiques scientifiques comme ceux qui sont énumérés dans la bibliographie. Les chercheurs seraient bien avisés de suivre une ou plusieurs de ces publications.

Les livres, les gros rapports et les compilations sur cédérom sont des sources importantes de conseils utiles. Les chercheurs pourraient tirer parti de ces sources en dépouillant la rubrique des recensions d'ouvrages ou en explorant les listes de publications du domaine de l'environnement offertes par les maisons d'édition. Certaines sections du document mentionnent des monographies et des synthèses importantes. Voici quelques autres sujets et auteurs pertinents : les aspects généraux de l'écotoxicologie sont abordés par Landis et Yu (1998) ainsi que Hoffman *et al.* (1995) ; plus particulièrement, les techniques de la toxicologie en milieu aquatique sont décrites par Ostrander (1997). Les états des connaissances sur les substances toxiques privilégient souvent les mammifères, mais ils pourraient constituer des renseignements de base utiles dans la bibliothèque d'imprimés (Wexler, 1998) ou de cédéroms (ATSDR, 1998) du laboratoire. Un mémento produit sous la direction de coordonnateurs canadiens traite séparément des effets des toxiques sur les espèces aquatiques (Ramamoorthy et Baddaloo, 1995) des effets sur les oiseaux et les mammifères (Ramamoorthy, 1996). L'OCDE (1995a) a produit un guide de l'évaluation de la toxicité en milieu aquatique, qui trouve de larges applications et renferme de nombreuses formules utiles, bien que certaines parties de ce guide soient trop brèves et que d'autres accueillent sans discernement certaines pratiques particulières mises au point ailleurs.

1.2 Les essais toxicologiques dans le cadre d'une triade de techniques

Les essais toxicologiques ne sauraient se substituer aux dosages chimiques ni aux études des communautés biologiques. Au contraire, ils réalisent le mieux leur potentiel lorsqu'ils sont alliés à des mesures chimiques et biologiques sur le terrain. Chaque élément de cette triade naturelle augmente les vertus des autres (Sergy, 1987). Les pouvoirs publics ayant adopté les essais toxicologiques afin de régulariser les rejets ont aussi souligné l'importance de les combiner avec la chimie classique (Blaise *et al.*, 1985 ; Hunt *et al.*, 1992 ; Klemm *et al.*, 1990 ; OCDE., 1987). C'est pourquoi nous ajoutons des observations sur l'utilisation complémentaire : *a*) des essais toxicologiques ; *b*) de la surveillance biologique sur le terrain ; *c*) des mesures chimiques classiques dans les rejets et le milieu récepteur.

Les trois techniques de la triade jouent des rôles différents, comme le décrit le texte qui suit. Munkittrick et McCarty (1995) exposent les motifs de l'adoption d'outil(s) particulier(s), y compris des essais toxicologiques, les incertitudes inhérentes aux diverses démarches et (malheureusement) la confusion, parfois manifeste, des travaux d'écotoxicologie.

Les ***essais toxicologiques*** peuvent avoir un but réglementaire lorsqu'ils portent sur un échantillon d'effluent, de sédiment ou de sol, si une limite a été fixée

à la toxicité. Ils peuvent aussi être prospectifs, si, à partir des résultats, on calcule le degré de toxicité probable dans le milieu récepteur. Quant aux essais toxicologiques effectués au sein des panaches d'effluent, dans le cours d'eau (à l'aide de poissons en cages, par exemple), ils servent parfois, si on le désire, à montrer que l'expérimentation a tenu compte de toutes les influences extérieures. Habituellement, il est plus efficace d'appliquer l'essai à l'effluent ou à une autre source de pollution la plus concentrée, puis d'utiliser des coefficients mesurés de dilution pour calculer la toxicité prévue dans le milieu récepteur.

On peut utiliser les ***analyses chimiques*** de plusieurs façons : 1° à des fins réglementaires, si une limite est fixée à la présence d'une certaine substance dans l'effluent ; 2° à des fins prospectives, en calculant les concentrations prévues dans le milieu à partir du débit observé ; 3° pour la surveillance de l'environnement postérieurement au rejet. Ces deux derniers objectifs sont le mieux atteints par la comparaison avec des nombres-guides établis de la qualité de l'eau, des sédiments ou des sols.

Les ***études biologiques*** sur l'eau réceptrice ou le substrat du milieu récepteur revêtent une importance évidente. Elles constituent *le constat définitif* de l'état altéré ou non de l'écosystème. On réalise ainsi une vérification après coup, qui, contrairement aux essais toxicologiques, ne peut jamais être prospective afin de prévenir les dommages.

La chimie continue de servir à des fins réglementaires, dans l'évaluation traditionnelle de la qualité des déchets industriels et urbains. On peut limiter la concentration d'une substance dans le déchet ou limiter son *débit-masse* (ou *débit en masse*, que certains appellent *charge*) [concentration dans le déchet multipliée par le débit de rejet]. Le gouvernement fédéral a fixé les deux types de limites dans un règlement récent sur les usines de pâtes et papiers. Il y a ainsi précisé la valeur maximale de la concentration de dioxines et du débit-masse journalier (ou charge) [kg/j par tonne de pâtes produites] de MES (EC, 1992h ; PO, 1992). Habituellement liées aux meilleures performances des stations de traitement des eaux usées, dites aussi « meilleur traitement disponible », « meilleur traitement économiquement réalisable », « traitement le plus efficient », etc., ces limites représentent les bonnes techniques de l'ingénieur, exigeant la même qualité d'effluent dans telle industrie, quel que soit l'emplacement de l'usine ou le degré de dilution qu'autorise le milieu récepteur [1].

Les ***lignes directrices*** (dites aussi ***nombre-guides***) ***sur la qualité de l'environnement*** représentent une autre approche traditionnelle et durable à l'évaluation de la pollution et à la lutte contre cette dernière, qui diffère tout à fait de la tactique misant sur les meilleurs traitements. La *ligne directrice* définit la concentration maximale que peut atteindre une substance donnée dans l'environnement, sans exercer, estime-t-on, d'effet nocif notable. Au § 5.6, on discute des méthodes d'élaboration de lignes directives pour l'eau, les sédiments et les sols. Les lignes directrices peuvent servir à énoncer des *normes* (c'est-à-dire des limites juridiques) ou des *objectifs* (semi-juridiques) de qualité que l'on peut surveiller dans l'environnement. La surveillance est rétrospective, mais les lignes directrices peuvent aussi servir dans un contexte prospectif, préventif ou réglementaire, par le calcul des limites de rejet qui satisferaient aux objectifs, après mélange dans le milieu récepteur. Dans les années 1970, les objectifs de qualité de l'eau ont connu une utilisation générale, presque exclusive aux États-Unis, et les provinces du Canada ont emboîté le pas. L'Ontario, par exemple, a publié des lignes directrices et des objectifs pendant un quart de siècle (OWRC, 1970) en les actualisant continuellement. Environnement Canada a promulgué peu d'objectifs de qualité de l'eau, même si un ensemble complet de lignes directrices canadiennes pour l'eau trouve une application à l'échelle internationale (CCMRE, 1987). On utilise souvent pour les lieux contaminés des objectifs de qualité pour les sols et les sédiments (p. ex. CCME, 1996a).

L'approche axée sur un produit chimique donné possède des avantages considérables. Les dosages peuvent être rapides et parfois peu coûteux, ce qui rend efficaces les efforts de lutte ou de surveillance. Dès que l'on a identifié

---

1. On peut avancer un argument écologique convaincant pour limiter les *rejets absolus* de toxiques dangereux, persistants, qui s'accumulent dans les tissus, par exemple les BPC ou les dioxines. S'accumulant dans les réseaux trophiques, franchissant de grandes distances (p. ex. atteignant les écosystèmes arctiques), ils pourraient faire problème pendant des décennies ou des siècles. On devrait donc limiter leur production et leurs rejets. Leur dilution immédiate après rejet ou la concentration réelle dans le rejet ont peu d'importance. Ce qui compte plutôt c'est la masse ou la quantité de toxique rejeté. Le cas échéant, la dilution pourrait contribuer à la neutralisation de caractéristiques plus ordinaires ou « naturelles » du déchet (température ou demande d'oxygène, par exemple). Ces caractéristiques, sans connotation de toxicité persistante ou de bioaccumulation, seraient neutralisées par des processus naturels.

les substances nocives, on peut faire porter les efforts sur la réduction ou la suppression de leurs rejets.

Voici des inconvénients de l'approche chimique :

- Les prélèvements périodiques peuvent ne pas coïncider avec les épisodes de rejets maximaux, par exemple les déversements, qui pourraient être rares mais qui pourraient revêtir la plus haute importance pour l'écosystème récepteur.
- On néglige de doser les substances les plus importantes, si on ne les connaît pas.
- On peut difficilement prédire la menace que pose un effluent complexe, si on se fonde sur les caractéristiques de ses constituants individuels (Sergy, 1987 ; Hunt *et al.*, 1992).
- Certains composés organiques sont difficiles à doser ; la proportion facilement identifiée dans les eaux de surface représente moins de 10 % du COT (Galassi *et al.*, 1992).
- On pourrait mesurer la quantité totale d'une substance, plutôt que la fraction biodisponible, celle qui est préoccupante.
- On pourrait mal discerner la signification de la concentration dosée, faute d'une base suffisante de données toxicologiques.
- Le dosage des nombreuses substances présentes dans un effluent complexe pourrait être coûteux, comme il pourrait l'être pour certaines substances (dioxines). Il n'est pas pratique de tout doser, et, de fait, des méthodes de dosage pourraient ne pas exister pour certaines substances.

On pourrait mettre au point des ***objectifs de qualité biologique*** et les utiliser de la même façon que les objectifs de qualité chimique. De fait, pendant une décennie ils ont joué un rôle efficace dans les règlements de l'USEPA (USEPA, 1984a), et on continue de les améliorer (USEPA, 1991a). Un objectif évident serait l'absence d'effets sublétaux dans l'eau réceptrice, ce qu'on pourrait le mieux vérifier par des essais de toxicité sublétale, prescrits pour l'effluent, puis par le calcul du degré de toxicité dans l'eau réceptrice. Au Royaume-Uni, l'administration nationale des cours d'eau (*National Rivers Authority*) préconise des indices de qualité biologique, non seulement pour la surveillance de la qualité des cours d'eau, mais aussi comme lignes directrices et objectifs de qualité (§ 5.5.4).

1.3 Essais monospécifiques et leur validité

On peut mesurer la toxicité des contaminants par un certain nombre de méthodes faisant appel à une espèce (*monospécifiques*) ou à plus d'une espèce (*plurispécifiques*) et effectuées au laboratoire ou sur le terrain. Les méthodes normalisées publiées par Environnement Canada concernent des espèces individuelles des habitats dulcicole, marin et terrestre. Elles comprennent à la fois des évaluations de la toxicité létale et sublétale. Les essais monospécifiques ont l'avantage pratique d'être normalisés, d'être généralement simples, de permettre une économie raisonnable de moyens et d'être relativement précis et reproductibles.

Les essais monospécifiques dont les paramètres ultimes (survie, croissance ou reproduction) sont écologiquement significatifs peuvent servir à estimer les éventuels effets toxiques sur le terrain. Comparant les effets prévus par des essais en laboratoire aux effets effectivement observés d'effluents complexes dans les cours d'eau, la recherche a généralement constaté un accord raisonnable entre eux ou quelque peu moins d'effets sur le terrain que ce à quoi on aurait pu s'attendre (v. § 4.1.1 ou la synthèse de Sprague, 1997).

Pour évaluer les rejets de polluants, un certain nombre de techniques plus perfectionnées, plurispécifiques ou appliquées au sein de l'organisme, pourraient sembler plus significatives et utiles. Il en est question dans la section 6, où on montre que certaines techniques sont utiles dans des contextes précis, mais que la plupart entraînent des difficultés de réalisation ou d'interprétation en tant qu'essais généraux. L'alinéa ci-dessous porte, par exemple, sur une telle approche.

Mesurer les modifications subies par les fonctions de l'écosystème semble une approche générale et significative pour l'évaluation des polluants. La protection de l'environnement, pour être efficace, ne doit pas seulement viser telle ou telle espèce, mais des écosystèmes entiers et leurs processus tels que la production primaire, la décomposition et le cycle des éléments nutritifs. C'est pourquoi les déterminations de la production primaire ou de la respiration du sol pourraient sembler supérieures aux extrapolations fondées sur des essais monospécifiques. Cependant, si, grâce à la recherche, on dispose de nombreux essais processuels, beaucoup d'entre eux ne sont pas suffisamment au point ni suffisamment normalisés. En outre, lorsque des comparaisons ont été faites, la toxicité pour l'espèce a invariablement été une mesure plus sensible du stress que les fonctions de l'écosystème telles que la respiration ou la production, du

moins dans les systèmes aquatiques (Schindler, 1987). En raison de la redondance et de la résilience des fonctions de la communauté biologique, les écosystèmes répondent évidemment au stress en maintenant les fonctions essentielles aux dépens des espèces sensibles [2]. La composition spécifique d'une communauté dont les fonctions commencent à décliner a déjà subi de lourds dégâts, et la communauté a épuisé sa capacité d'échapper au stress par le remplacement d'espèces ou d'autres mécanismes. Les espèces ou les populations sensibles révéleraient donc les effets toxiques à des concentrations plus faibles que ne le feraient les fonctions de l'écosystème. En conséquence, les essais monospécifiques permettent des correctifs ou des mesures de prévention rapides.

1.4 Avantages et inconvénients des approches toxicologiques

Dans le tableau 1, le *premier avantage* surpasse de loin tous les autres, parce que les essais biologiques sont la *seule* façon de mesurer la toxicité ; les dosages chimiques permettent de la prédire, mais jamais de la mesurer. Inversement, le *premier inconvénient,* c'est-à-dire le fait que l'essai biologique ne permet pas d'identifier la cause de l'effet, constitue le principal inconvénient. Ces deux facettes expliquent pourquoi il importerait de profiter de la complémentarité de la biologie et de la chimie. Combinées dans un processus de détermination de la toxicité, elles permettraient parfois, si tel est l'objectif, d'identifier les constituants toxiques [3].

L'*avantage 2* est un cas particulier du premier avantage, parce que les essais biologiques, s'ils sont réalisés correctement, mesurent *toujours* fidèlement la toxicité, même celle de « polluants inconnus » (se reporter, cependant, à la discussion sur l'exactitude et la précision, dans le § 2.6).

L'*avantage 3,* très recherché, est l'obtention d'un signe avant-coureur d'effets possibles sur les organismes vivants, afin que l'on puisse prendre des mesures préventives. À partir d'un tel résultat prospectif, on pourrait effectuer une enquête sur le terrain pour évaluer les effets réels sur les populations ou une étude chimique pour découvrir la cause de la toxicité. Cet avantage est quelque peu atténué par l'*inconvénient 2,* l'éventuel lenteur de la réponse de l'essai (p. ex. quatre jours avec des poissons [4]). Les analyses chimiques permettent de doser certains toxiques ou de mesurer des conditions toxiques rapidement, fréquemment, à peu de frais ou même d'exercer une surveillance continue et automatique (p. ex. faibles teneurs en oxygène, pH, certaines molécules toxiques).

L'*avantage 4* est que les essais toxicologiques donnent une réponse intégrée de l'effet total de divers toxiques présents dans un effluent complexe. Des méthodes chimiques permettent de prévoir les effets toxiques d'un mélange, mais cela reste des prévisions, peut-être éloignées de la toxicité réelle dans le milieu récepteur (synthèse dans Broderius, 1991 ; Christensen et Chen, 1991 ; Sprague, 1992).

L'*avantage 5* est que les résultats, exprimant un effet nocif pour des organismes, sont souvent plus crédibles ou plus faciles à comprendre pour les profanes que les données de nature chimique (Sergy, 1987). À l'opposé, l'*inconvénient 7* est que l'interprétation simpliste d'une constatation de la toxicité pourrait mener à la confusion, p. ex. en ne prenant pas en compte la dilution ou des facteurs atténuants.

---

2. Par exemple, plusieurs prédateurs pourraient se nourrir d'une gamme semblable d'espèces, et des fonctions telles que la décomposition ou la production primaire pourraient refléter la contribution de nombreuses espèces. L'augmentation des effectifs ou de l'activité des espèces résiduelles compenserait probablement la disparition de quelques espèces d'une catégorie quelconque, du fait de la toxicité ou d'autres facteurs environnementaux. Le degré de prédation ou l'intensité globale d'une fonction pourraient à peine changer (Cairns, 1983). La production primaire et secondaire est étonnamment stable dans toutes les conditions de dégradation du milieu, sauf les plus extrêmes (Reice et Wohlenberg, 1993). L'emploi des fonctions de l'écosystème comme paramètres ultimes de la toxicité reste un domaine actif de recherche ; Cairns *et al.* (1992) ainsi que Reice et Wohlenberg (1993) ont fait le tour de la question pour les systèmes aquatiques.

3. Parfois, le chercheur pourrait ne pas souhaiter identifier les toxiques ; il suffirait de constater la toxicité pour prendre les mesures convenables. Des effluents industriels complexes pourraient contenir des milliers de toxiques, et il pourrait presque

(à suivre...)

3. (...suite)
être impossible de les identifier tous, encore moins d'en quantifier la contribution individuelle (p. ex. effluents des usines de pâte à papier).

4. L'inconvénient 2 est exprimée de façon nuancée. La plupart des nouveaux essais toxicologiques sont rapides, et certains donnent des résultats en une demi-heure à peine (p. ex. les essais actuels sur des micro-organismes, des protozoaires, des oursins et des rotifères).

Tableau 1. — Avantages et inconvénients des essais toxicologiques

Avantages

1. Estimation directe des effets létaux ou sublétaux. Les essais de toxicité chronique estiment les effets à long terme des matières toxiques.
2. Mesure de la toxicité lorsque l'agent toxique est inconnu, n'est pas identifié chimiquement ou qu'on manque de données toxicologiques sur lui.
3. Possibilité d'alerte (rapide) ou de prédiction des éventuelles atteintes à l'environnement.
4. Explication des effets des mélanges toxiques. On peut évaluer, comme si c'était un seul polluant générique, un effluent chimiquement complexe.
5. Intelligence plus rapide des résultats, qui sont plus crédibles et plus convaincants pour l'industrie ou le public.
6. Coût habituellement moindre que celui des analyses chimiques. Les essais toxicologiques sont d'autant plus efficients que la complexité de la matrice de polluants augmente.

Inconvénients

1. Non-identification de la substance provoquant la toxicité (mais, pour cela, il existe des méthodes chimiques ou biologiques).
2. Analyse ayant toujours été plus lente que les simples analyses chimiques. Cependant, les nouveaux essais toxicologiques sont tout à fait rapides.
3. Possibilité de n'employer que quelques espèces sur les nombreuses présentes dans les écosystèmes.
4. Non-exposition des organismes d'essai à d'autres agents de stress (p. ex. les extrêmes de température ou de courants de l'eau, les prédateurs, les vecteurs de maladies) qui pourraient être présents dans la nature. Inversement, les organismes ne bénéficient des mécanismes naturels de sorption, de détoxication ou d'autres mécanismes d'atténuation qui pourraient être présents dans la nature. En outre, ils n'ont pas la possibilité d'éviter le toxique.
5. Non-représentation de la variabilité du milieu naturel.
6. Normalement, pas de mesure directe de la bioaccumulation ou de la rétention des substances chimiques. Cependant, il existe des méthodes combinant la toxicité et la bioaccumulation chez les mollusques et d'autres organismes.
7. Risque que l'utilisation simpliste des résultats n'induise le public ou les responsables de la réglementation en erreur.

Selon l'*avantage 6*, les essais monospécifiques peuvent être considérablement moins coûteux que les analyses chimiques complètes. Cependant, certaines études toxicologiques peuvent être coûteuses. Celles qui portent sur les populations, les communautés ou les écosystèmes, par exemple, pourraient exiger de nombreux essais monospécifiques différents ou des essais plurispécifiques en microcosmes ou en mésocosmes. Il est évident qu'on ne devrait y recourir que lorsque le problème à l'étude l'exige (Sergy, 1987). Il faut donc comprendre parfaitement l'objet de l'essai et la nature de l'information recherchée avant de choisir cet essai.

L'*inconvénient 3* est vrai : quelques espèces à peine sont utilisées au laboratoire. Les essais sur même une petite proportion des espèces d'une communauté naturelle seraient prohibitifs et impossibles à organiser. On choisit délibérément des espèces étalons (on dit aussi des espèces

types ou standard) ou des espèces substituts pour leur sensibilité, entre autres choses ; l'hypothèse implicite est qu'elles représentent des espèces sensibles trouvées dans la nature. Cette hypothèse est généralement confirmée par la validation sur le terrain des essais en laboratoire (§ 4.1), de sorte que l'inconvénient 3 est en apparence mineur, tant que l'on utilise divers types d'organismes (p. ex. un poisson, un invertébré, une algue ou une bactérie).

Les *inconvénients 4 et 5* sont également vrais : normalement, les essais en laboratoire omettent les facteurs naturels de stress et ils ne tentent pas d'imiter la variabilité naturelle de l'environnement. Normalisés, et il y a de bonnes raisons à cela, ils visent à éprouver les organismes dans des conditions optimales, en l'absence d'autres facteurs de confusion tels qu'une faible teneur en oxygène dissous ou des extrêmes de température, qui pourraient contribuer à une estimation erronée ou exagérée de la toxicité. Ils tentent d'adhérer aux principes de la bonne planification des expériences, c'est-à-dire la maîtrise de toutes les variables, sauf celle à laquelle on s'intéresse, le toxique. Les variables accessoires (p. ex. température, type d'eau) sont constantes et favorables, tandis que l'on fait varier la concentration du toxique selon une échelle fixe. Au besoin, on pourrait ajouter une série de conditions accessoires fixes (p. ex. différentes valeurs de pH ou de température). Les valeurs fixes permettent l'analyse efficace des résultats et des interprétations définitives, pouvant ensuite servir à prédire le monde réel, avec ses fluctuations de concentrations et son spectre de facteurs de modification. De surcroît, un ensemble d'essais sur différentes espèces augmente notablement l'information et son utilité pour les prédictions.

L'*inconvénient 6* des essais toxicologiques est de ne mesurer normalement que la biodisponibilité immédiate du ou des toxiques. Ils ne peuvent pas mesurer le degré de bioaccumulation ou de rétention d'une substance chimique ; à cette fin, il faut utiliser d'autres méthodes (Klemm *et al.*, 1990). [Dans l'élaboration de lignes directrices pour l'eau, les sols ou les sédiments ou, dans les évaluations du risque écologique, on intègre normalement dans le processus les données séparées relatives à la bioaccumulation.] De même, les essais toxicologiques portant sur un effluent, avant son rejet, ne peuvent pas expliquer les modifications physico-chimiques consécutives à son arrivée dans l'environnement, y compris l'augmentation ou la baisse éventuelle de sa toxicité (Sergy, 1987). On peut résoudre ces problèmes, en partie, du moins, et a posteriori, par mesure directe de la toxicité des eaux, des sols ou des sédiments récepteurs.

La précision des essais toxicologiques n'est pas énumérée dans le tableau 1, parce qu'elle est en général semblable à celle des analyses chimiques. Pour les essais de détermination des concentrations létales et sublétales, des comparaisons récentes, inter- et intralaboratoires, ont permis de situer les coefficients de variation ordinairement dans l'intervalle de 30 à 50 %. Sensible, cette variation se compare cependant à celle qui est constatée dans les analyses chimiques, particulièrement des molécules organiques ou inorganiques proches de la limite de détection (v. § 2.6).

1.5 Appui aux essais monospécifiques

Le Canada a été un des premiers pays à utiliser les essais toxicologiques à des fins réglementaires. Des provinces, plus particulièrement l'Alberta et l'Ontario, se sont engagées dans cette voie dans les années 1950. Il y a environ 25 ans, Environnement Canada a promulgué des règlements et des lignes directrices exigeant que les effluents des usines nouvelles de pâtes à papier ne soient pas létaux pour la truite arc-en-ciel (EC, 1971 ; 1972)[5].

Six ans plus tard, T.E. Howard, de B.C. Research, déclarait qu'« aucun autre pays n'imposait à l'industrie un critère biologique de qualité acceptable des effluents » et que « l'*existence* de telles normes avait exigé que les usines nouvelles du secteur se dotent d'installations de traitement secondaire » (Howard, 1978). Environnement Canada concluait qu'une série d'essais monospécifiques judicieusement utilisés pouvait mieux protéger l'environnement (Sergy, 1987).

Au fil des années, les pouvoirs publics, l'industrie et les organismes internationaux ont de plus en plus adopté des

---

5. Ces textes exposaient un essai simple dont beaucoup de caractéristiques se prêtaient bien à la surveillance. L'essai définitif, à des fins judiciaires, exigeait la survie d'au moins 80 % des truites arc-en-ciel dans l'effluent dilué à 65 %. On recommandait la circulation continue de la solution d'essai et l'emploi de répétitions. Si le taux de survie était inférieur à 80 %, l'effluent était considéré comme « toxique », et son rejet enfreignait l'article 33 de la *Loi* (fédérale) *sur les pêches*. Un autre mode de surveillance, en conditions statiques, exigeait cependant le remplacement journalier de l'eau d'essai.

essais toxicologiques monospécifiques pour prédire les éventuels effets toxiques dans la nature, et l'adhésion à ces essais a été particulièrement frappante dans la dernière décennie. L'Ontario a intégré les essais toxicologiques dans un vaste programme de réglementation des rejets, la Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID) [v. Bonsor *et al.*, 1988]. Les essais monospécifiques (pour déterminer les effets létaux et sublétaux) sont devenues parties intégrantes de la stratégie de lutte de l'USEPA, dans le milieu des années 1980, et ils sont maintenant généralement utilisés dans le processus de délivrance des permis de rejet (Wall et Hanmer, 1987 ; USEPA, 1991a ; 1994a). Les essais monospécifiques à des fins réglementaires servent dans toute l'Europe occidentale, y compris le Royaume-Uni (Hunt *et al.*, 1992).

L'American Society for Testing and Materials (ASTM) a mis au point de nombreuses méthodes normalisées d'écotoxicologie. Une méthode, employant le poisson et d'autres animaux aquatiques, par exemple, existait en 1980 et est encore employée (ASTM, 1997b). De même, l'ISO publie des méthodes normalisées depuis le début des années 1980. Autre organisme actif du domaine, dont le Canada est membre, l'OCDE a conclu que les essais toxicologiques constituent un moyen scientifiquement éprouvé que devraient utiliser les pays membres, en même temps que les mesures chimiques et écologiques, pour identifier, quantifier et maîtriser les rejets de polluants toxiques (OCDE, 1987). Des groupes de travail ont publié nombre de méthodes biologiques normalisées (p. ex. OCDE, 1992j). L'OCDE s'est appliquée à élaborer des approches normalisées et des ensembles d'essais pour les substances chimiques industrielles. Un volumineux rapport traite des premières tentatives d'un groupe de travail pour fournir des observations synoptiques et des évaluations tabulaires sur une large variété d'essais (OCDE, 1998b). En raison de la complexité de cette étape des travaux, le rapport offre peu d'orientations précises aux chercheurs canadiens. La CEE vient aussi de commencer à promulguer des essais écotoxicologiques (CEE, 1992a ; b). Si ces exemples concernent les effluents, les essais toxicologiques et analyses chimiques combinés sont également valables pour les sols et les sédiments des milieux dulcicoles ou marins (Wren *et al.*, 1993 ; ASTM, 1997a).

Le gouvernement du Canada a proposé une politique visant la quasi-élimination, de l'environnement, des substances surtout anthropiques, persistantes, toxiques, s'accumulant dans les tissus (EC, 1994a) [6]. On doit considérer une substance comme toxique si elle peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement (*ibid.*). Pour réaliser cette politique, des essais biologiques sont évidemment nécessaires. Des règlements sous le régime de la *Loi sur les pêches*, de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE), de la *Loi sur le transport des marchandises dangereuses*, de la *Loi sur les produits antiparasitaires* et d'autres lois fédérales en exigent déjà.

6. De façon évidente et comme il se doit, la politique vise les composés organiques de synthèse qui ont causé ces inquiétudes, par exemple les BPC, les pesticides persistants et les dioxines toxiques.

Notions de base de l'écotoxicologie

La présente section passe en revue la terminologie et les notions essentielles des essais toxicologiques. Le glossaire du début du document peut être utile. On renvoie particulièrement aux méthodes normalisées d'essai publiées par Environnement Canada ; chacune d'elles expose les bases utiles. On peut trouver une information plus volumineuse sur l'écotoxicologie dans Rand et Petrocelli (1985) et Rand (1995) ; la première de ces sources renferme peut-être plus de renseignements de base.

2.1 Terminologie

Repères

- *La toxicité est capacité propre d'une matière de provoquer des effets nocifs chez les organismes. Elle peut être létale ou sublétale (p. ex. en agissant sur la croissance) ; dans chacun de ces cas, elle peut être aiguë (effet rapide) ou chronique (effet exercé à long terme).*
- *Tous les essais se caractérisent par un organisme, un milieu et un paramètre de mesure. Chaque caractéristique est assortie d'un certain nombre d'options, dont il faudrait tenir soigneusement compte dans le plan d'expérience. L'essai peut employer une ou plusieurs concentrations, théoriques(s) ou mesurée(s), se dérouler dans un milieu renouvelé ou non, posséder un ou deux types de témoins.*

Les méthodes d'essai publiées par Environnement Canada définissent comme suit la toxicité : capacité propre d'une substance de provoquer des effets nocifs chez les organismes vivants. Dans l'article 11 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE, 1988), « est toxique toute substance qui pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à : *a*) avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ; *b*) mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie humaine ; *c*) constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine » (EC et SBSC, 1993).

Les effets nocifs (toxiques) comprennent la mort de l'organisme (toxicité *létale*) ou un effet *sublétal* tel que le ralentissement de la croissance. Chaque essai toxicologique vise à mesurer un ou plusieurs de ces effets, les *paramètres de mesure*. La *toxicité aiguë* se manifeste rapidement, par rapport à la durée de vie de l'organisme, pendant une courte exposition (minutes, heures, jours) ou après. La *toxicité chronique* se manifeste après une plus longue exposition, habituellement 10 % au moins de la longévité de l'organisme. Par exemple, l'exposition de courte durée la plus fréquente du poisson et des gros invertébrés aquatiques est de quatre jours ; si, normalement, la longévité de ces organismes était de deux ans, l'exposition chronique serait de l'ordre d'au moins deux mois[7].

La mort est l'effet aigu le plus souvent mesuré. La létalité chronique est parfois mesurée, mais la plupart des essais de toxicité chronique portent sur des effets plus subtils, sur la fonction de reproduction par exemple. Beaucoup d'effets sublétaux tels que l'inhibition de la croissance ou des altérations métaboliques pourraient être mesurés au bout d'une exposition soit chronique, soit brève (le poisson, 7 jours, par exemple). Les effets sublétaux aigus tels que les réactions d'attirance ou de fuite (évitement) ou les altérations biochimiques rapides dénotant des réactions au stress peuvent être mesurés pendant ou après de courtes expositions de quelques minutes, de quelques heures ou de quelques jours, à des concentrations non mortelles dans des essais classiques de toxicité létale. L'essai toxicologique le plus complet est l'exposition chronique au cours de tout le *cycle biologique* : on expose

7. *Aigu* et *chronique* sont des termes relatifs. Comme différentes espèces ont des longévités très variables, l'exposition aiguë pour un organisme pourrait être chronique pour l'autre. Par exemple, une exposition aiguë de quatre jours, dans le cas d'une plante vasculaire, serait uniquement chronique pour une bactérie ou une algue, mais elle pourrait embrasser plusieurs de leurs générations. On devrait être sensible au fait, à la lecture des rapports et des publications de toxicologie aquatique, que certains auteurs semblent considérer *aigu* et *létal* comme synonymes, tandis que d'autres confondent *chronique* et *sublétal*. Cette confusion semble découler de l'emploi, dans de nombreux essais bien connus de toxicité aiguë, de la mortalité (létalité) comme paramètre de mesure et de l'emploi presque universel de la toxicité sublétale dans les essais de toxicité chronique. Elle est malheureusement répandue, même dans les publications de l'USEPA (p. ex. Klemm *et al.*, 1990) et elle contribuent à l'imprécision des publications en écotoxicologie. On devrait rechercher le mot juste. On lit aussi les adjectifs *subaigu* et *subchronique*, mais leur sens reste flou, et il est probablement mieux d'éviter de les employer.

des organismes à la matière d'essai pendant toute une génération, à partir, par exemple, du stade adulte de la première génération jusqu'au stade adulte de la deuxième en passant par la formation des gamètes, la fécondation, le développement de la descendance. Dans un tel essai, on peut observer toute une gamme d'effets sublétaux tels que les problèmes de reproduction, le ralentissement de la croissance, les anomalies tissulaires et des variables physiologiques. Pragmatisme et brièveté obligent, l'exposition pendant la plupart des essais de toxicité sublétale est relativement courte, coïncidant avec des étapes sensibles du cycle biologique, plus particulièrement celles du développement (p. ex. les variantes des essais sur 7, 30 ou 70 j, au début de l'existence de la truite arc-en-ciel) [EC, 1998].

On appelle parfois les essais toxicologiques *dosages biologiques* ou *bioessais*, parce qu'ils utilisent des organismes vivants afin de mesurer la concentration d'une molécule. Cependant, si tous les essais toxicologiques sont des bioessais, certains bioessais ne sont pas toxicologiques (Chapman, 1989a). *Essai toxicologique*, plus explicite, fait partie de la terminologie normalisée de toutes les méthodes expérimentales d'Environnement Canada. Dans le présent document, l'expression désigne, sauf mention du contraire, les essais monospécifiques en laboratoire.

2.2 Caractéristiques communes et plan d'expérience

Tous les essais toxicologiques possèdent trois caractéristiques : l'organisme, le milieu et le paramètre ultime de mesure. La plupart des groupes importants d'organismes sont désormais représentés dans des méthodes expérimentales normalisées : bactéries, protozoaires, nématodes, algues, plantes vasculaires, insectes et autres arthropodes, mollusques, annélides, amphibiens et poissons (v. § 2.3). Le milieu peut être de l'eau fraîche salée, l'extrait aqueux d'un sol ou d'une boue, un sédiment ou un sol (§ 2.4). Le paramètre de mesure est évalué par comparaison des effets de la matière d'essai aux effets constatés (ou non) chez des organismes témoins soumis à des conditions identiques, sauf à la matière d'essai. Bien que les effets toxiques soient nocifs par définition, de faibles concentrations d'une matière peuvent parfois stimuler la croissance ou une autre fonction biologique, montrant par là qu'elle est biologiquement active, bien que l'on n'observe pas d'effets toxiques classiques.

Les méthodes précisent habituellement le milieu de dilution de la matière d'essai. Normalement, il s'agit de l'eau du laboratoire, d'un sol propre, d'un sédiment servant au maintien des cultures ou élevages en laboratoire ou d'un milieu artificiel que l'on sait convenir à l'organisme. Le milieu de dilution (eau, sédiment ou sol) pourrait modifier notablement l'issue de l'essai si la toxicité était modifiée par des variables telles que le pH, la dureté de l'eau, l'adsorption sur les particules, la biodisponibilité ou si la granulométrie du sédiment influait sur les réactions des organismes (v. § 4.15). C'est pourquoi il faut choisir judicieusement le diluant, en prenant entièrement en considération la nature de l'information attendue de l'essai. Les essais prospectifs de portée locale pourraient exiger un diluant prélevé de l'environnement en question, par exemple de l'eau ou des sédiments prélevés en amont de l'exutoire ou dans un lieu de référence non pollué[8].

Les paramètres de mesure diffèrent entre deux grandes catégories d'essais. Dans l'essai, fréquemment utilisé, avec de *nombreuses concentrations*, on expose un nombre précis de sujets de l'espèce choisie à chacune des concentrations. Ces concentrations se trouvent dans des récipients, normalement selon une série géométrique (c'est-à-dire logarithmique)[9] de dilutions. L'exposition se fait dans des conditions précises et constantes et a une

---

8. De même, le témoin pourrait être de l'eau circulant dans une partie d'un établissement industriel, et cette même eau serait utilisée pour diluer les solutions d'essai. Dans des circonstances inhabituelles, on pourrait imaginer une série de concentrations d'eau « témoin » d'amont et d'eau d'aval, diluées par de l'eau non polluée de laboratoire ; on pourrait comparer la gravité de l'effet.

9. Dans une série logarithmique de concentrations, chaque concentration est supérieure à celle qui la précède selon une proportion constante. Intuitivement, on peut concevoir que cette augmentation constante des concentrations est souhaitable pour l'équilibre de l'essai. D'autre part, on peut juger de l'incongruité d'une progression arithmétique grâce à quelques exemples simples. Un essai employant la série arithmétique de 1, 2, 3, 4 et 5 mg/L pourrait aboutir à de bons résultats. Personne, cependant, n'irait choisir des concentrations de 1 001, 1 002, 1 003, 1 004 et 1 005 mg/L, tant leur augmentation est dérisoire. C'est une question de *proportion*. Pour respecter, à cet ordre de grandeur, la proportion observée aux faibles concentrations, il faudrait 1 000, 2 000, 3 000, etc. mg/L. La même logique gouverne le maintien d'une gradation dans une série unique, plus courte. Le passage de 1 à 2 mg/L est un doublement ou une augmentation de 100 %, tandis que le passage de 4 à 5 mg/L ne représente qu'une augmentation de 25 % du stimulus. D'où l'emploi des séries géométriques ou logarithmiques telles que 1, 2, 4, 8 et 16 mg/L, l'exposition des organismes étant chaque fois le double de celle de la concentration précédente.

durée fixée. L'eau, le sol ou le sédiment utilisés dans les témoins ou pour la dilution doivent provenir d'une source que l'on sait inoffensive pour l'organisme d'essai. Les résultats peuvent servir à estimer la concentration ou le degré de toxicité de la matière d'essai, c'est-à-dire que les estimations définissent une *concentration* telle que la CL 50, la CE 50 ou la CI 25.

Dans l'autre sorte d'essai, *employant une seule concentration*, l'effet observé, du fait de cette concentration, est comparé au comportement des témoins. Le paramètre de mesure est simplement la présence ou l'absence de toxicité, et il n'existe aucune estimation quantitative du degré de toxicité. Ces essais sont habituellement planifiés avec soin pour être des essais sans équivoque, économiques, simples, dans un dessein réglementaire, parfois appelé essais *tout ou rien*. Ils utilisent souvent des échantillons d'eau usée ou de sol ou de sédiment contaminés non dilués.

Les témoins (parfois qualifiés de *négatifs*) sont indispensables à la détermination des paramètres de mesure, dans tous les types d'essais toxicologiques, puisqu'ils constituent le point de comparaison des fonctions biologiques en l'absence de la matière d'essai. Les témoins servent aussi d'indicateurs généraux de la qualité de l'expérience. Par exemple, une variation brusque de la température, le stress dû à la manipulation des organismes ou une maladie qui serait passée inaperçue pourraient avoir causé de la mortalité, même en l'absence de toxique. De même, un sol excessivement acide ou humide pour permettre la survie des vers de terre causera de la mortalité ou retardera leur croissance, même dépourvus de matière d'essai. Les essais normalisés comportent tous des critères du degré maximal acceptable d'effet biologique chez les témoins négatifs pour qu'un essai puisse être considéré comme valide (v. section 3). Dans certains essais sur sédiment, il est fréquent d'utiliser deux séries de témoins, la première avec des échantillons non contaminés de la localité d'où proviennent les sédiments d'essai (le *sédiment de référence*), l'autre étant constituée du sédiment de l'endroit d'où proviennent les organismes ou, sinon, un sédiment normalisé de laboratoire.

Les essais avec un *toxique de référence*, parfois appelé *témoin positif*, représentent une autre façon de déceler les variations de comportement des organismes et d'évaluer la précision des essais. Un toxique de référence est une substance chimique pure, souvent un métal (p. ex. le zinc) ou un composé organique simple (p. ex. le phénol), possédant un degré de toxicité bien connu à l'égard de l'espèce en expérience. On emploie une série de concentrations de ce toxique pour déceler les effets à l'extérieur de la gamme normale de concentration. Des effets inhabituels indiqueraient des changements subis par les organismes, éventuellement en mauvaise santé, ou des altérations du milieu qui ont modifié la toxicité de la substance de référence. On a besoin des témoins positifs et négatifs pour évaluer la précision des essais. Toutes les méthodes d'essai et des guides d'Environnement Canada (EC, 1990d ; 1995a) renferment des exigences à cet égard..

On peut catégoriser des essais selon les modalités du renouvellement de la matière d'essai. En *conditions statiques*, les organismes sont exposés à une concentration au moins des échantillons à analyser dans des récipients isolés (p. ex. bechers, seaux, aquariums), et la matière d'essai n'est pas renouvelée de toute la durée de l'essai. En *conditions dynamiques* (pour les essais sur liquides), la solution est renouvelée de façon plus ou moins continue dans chaque récipient pendant la durée des essais. Le *renouvellement intermittent des solutions* représente un compromis : la matière d'essai est partiellement ou totalement renouvelée en discontinu, habituellement selon un rythme journalier (on remplace la solution dans un essai en milieu aqueux, le surnageant dans un essai sur sédiment ou le mélange de sols dans un essai en milieu terrestre). Les méthodes publiées par Environnement Canada précisent les conditions de validité de l'essai toxicologique, quels soient le ou les modes précisés pour l'essai [10].

---

10. Chaque mode possède des avantages et des inconvénients propres, et son plan d'expérience peut être bien ou mal conçu. Les essais en conditions statiques sont plus susceptibles de souffrir de la baisse de concentration du toxique, à la faveur de sa décomposition due à des causes physiques ou biologiques, de son évaporation dans l'atmosphère, de son assimilation par les organismes d'expérience et/ou de son adsorption sur les parois du récipient. Parfois, lorsque l'essai utilise de gros organismes, il est difficile de disposer de la quantité nécessaire de matière d'essai (et de récipients suffisamment volumineux), mais, transiger sur les quantités risqueraient de rendre l'essai sans signification. Les essais en conditions statiques ou avec renouvellement intermittent des solutions sont la méthode préférée à l'égard des sédiments et ils peuvent assurer une surveillance pratique et sérieuse des rejets de déchets, pour lesquels on les utilise souvent. Les essais en conditions dynamiques sont particulièrement utiles pour les enquêtes au niveau de la recherche sur des substances chimiques pures ou des substances volatiles ; on ne peut pas les utiliser pour les sols ou les sédiments ni pour certains liquides qui

(à suivre...)

Les concentrations de toxique dans les récipients d'essai peuvent être qualifiées d'*ajoutées* ou *théoriques* (d'après les calculs de la dilution) ou de *mesurées*, obtenues par dosage chimique direct sur des prises d'essai aliquotes représentatives du contenu des récipients. C'est là une autre façon de catégoriser les essais toxicologiques, et la catégorie dans laquelle se trouve l'essai donné ne devrait faire aucun doute [11].

2.3 Organismes utilisés

Repères

- *On choisit, pour leur adaptabilité aux conditions du laboratoire et aussi parce qu'ils sont représentatifs d'espèces sensibles du milieu naturel des organismes d'expérience étalons. De plus en plus, les méthodes préconisent des organismes de petite taille, au cycle biologique raisonnablement court, qui permet d'effectuer des essais sur la fonction de reproduction dans un délai raisonnable.*
- *Les essais employant ces organismes étalons permettent de construire une base uniforme d'information.*
- *On devrait choisir l'espèce et l'essai de façon à obtenir une information toxicologique approprié à l'écosystème à l'étude.*
- *Une première priorité est d'éprouver divers types d'organismes, à l'aide d'une batterie de méthodes normalisées ainsi que les organismes compagnons (p. ex. microbes, végétaux, invertébrés terrestres et/ou aquatiques et poissons). On pourrait utiliser en outre des espèces locales convenables si on a besoin d'une information locale, mais on devrait aussi effectuer des essais parallèles avec une espèce étalon.*

Les espèces étalons utilisées dans les programmes de mesure systématique de la toxicité sont peu nombreuses, mais elles représentent désormais une large gamme de *types* d'organismes. On peut en utiliser une ou deux, sensibles, dans la surveillance répétitive de la pollution, tandis qu'une batterie d'essais employant divers organismes convient mieux à une enquête initiale sur une substance chimique nouvelle ou la source d'une éventuelle pollution. Si des restrictions ont limité dans une certaine mesure la liste des espèces utilisables, il est souhaitable d'utiliser de façon générale et habituelle un petit nombre d'essais normalisés, afin de comparer la toxicité de diverses matières.

2.3.1 Caractéristiques souhaitables des espèces

Les organismes destinés aux essais en laboratoire devraient posséder un certain nombre de caractéristiques : facilité relative de manipulation et de conservation en laboratoire, santé robuste, facilité assez grande de comptage au cours des essais, manifestant l'effet mesuré de façon nette et mesurable.

Pour les essais de toxicité chronique, on incline fortement à utiliser des animaux au cycle biologique court et simple. On peut ainsi inclure dans un essai raisonnablement court les effets sur la fonction de reproduction. On utilise généralement les puces d'eau *Ceriodaphnia dubia* et *Daphnia magna*, parce qu'elles atteignent la maturité et se reproduisent en quelques jours et en une semaine à peu près, respectivement. Il est facile d'en compter la descendance, parthénogénétique. L'absence de reproduction sexuée supprime ce facteur de confusion, mais cela pourrait empêcher l'évaluation d'un effet sur la fonction de la reproduction telle que la perturbation du système endocrinien.

Si l'espèce ou une espèce étroitement apparentée est commune et largement distribuée au Canada, les résultats de l'essai sembleront probablement plus significatifs à la plupart des gens. Du point de vue scientifique ou technique, l'espèce n'a besoin d'être ni commune ni

---

10. (...suite)
ont tendance à se déposer ou à colmater l'appareillage. Le volume de solution d'essai ou son débit entrant doivent être calculés avec soin, sinon l'essai pourrait devenir essentiellement un essai en conditions statiques. Comme règle empirique, le volume admis doit être égal à trois fois le volume au repos pour permettre de remplacer 95 % des molécules dans une période de temps donnée. Dans les essais avec renouvellement périodique des solutions, l'opération peut être difficile à effectuer dans certains cas sans perturber les organismes inutilement et, peut-être, sans influer sur les résultats.

11. Lorsque l'essai porte sur des mélanges complexes, comme des effluents ou des sédiments, on a peu le choix, si ce n'est d'utiliser les concentrations théoriques bien que certains constituants de la matière d'essai puissent être l'objet d'un dosage chimique de vérification. L'emploi de concentrations théoriques est une méthode nettement inférieure, lorsque l'essai porte sur une substance chimique. Cela pourrait donner un portrait totalement irréaliste de ce à quoi les organismes sont exposés. Si on dose la substance, les résultats devraient servir au calcul du paramètre de mesure (CL 50, CI 25, etc.), et on peut mettre de côté les valeurs théoriques ou visées. Les dosages doivent être accompagnés d'une évaluation de l'exactitude et de la précision de la méthode et des mesures particulières.

indigène (v. § 2.3.2). Elle devrait posséder une sensibilité semblable à celle des espèces indigènes. Comme il existe des similitudes générales à l'intérieur de groupes tels que les poissons, les crustacés, etc., l'on peut convenablement effectuer des remplacements. Il importe que chaque espèce puisse donner des résultats fiables et sensibles au laboratoire et il importe aussi d'englober une grande variété d'organismes dans le programme d'essais. Le choix des facteurs devrait satisfaire à ces deux conditions. Si on craint que les espèces choisies ne représentent pas d'espèces sensibles locales, on pourrait aussi soumettre aux essais des représentants d'espèces locales.

Les organismes proviennent de trois sources : élevage ou culture en laboratoire, sur de nombreuses générations ; élevage ou culture de sujets prélevés dans la nature ; prélèvement dans la nature. Les espèces de la première source peuvent être conservées indéfiniment au laboratoire (p. ex. têtes-de-boule) ou dans des cultures commerciales (p. ex. petite lentille ou lenticule d'eau et laitue). On peut habituellement les obtenir de fournisseurs, de collections universitaires ou d'organismes publics. Comme ces espèces ne représentent qu'une ou quelques clones ou souches, elles possèdent une faible variation génétique (Soares *et al.*, 1992). Cela est à la fois avantageux (résultats moins variables) et nuisible (représentativité moindre des espèces sauvages). L'élevage ou la culture signifient qu'il faut capturer ou prélever des jeunes organismes dans la nature, pour leur faire atteindre, au laboratoire, la taille ou l'âge convenable ou obtenir une descendance saine, utilisable dans un essai. Enfin, on pourrait, pour certains essais, *capturer* ou *prélever* des organismes sauvages, sans nécessairement les élever longtemps en laboratoire. Environnement Canada utilise de ces organismes pour son essai de toxicité aiguë (avec des épinoches à neuf épines et des amphipodes marins ou estuariens) ou pour un essai de toxicité sublétale mesurant la réussite de la fécondation (chez les oursins). Les prélèvements sur le terrain pourraient aussi être indiqués pour un essai avec une espèce indigène particulière. On devrait acclimater les organismes aux conditions convenables de température, de salinité et d'éclairage avant de les utiliser dans les essais.

2.3.2 Sensibilité des organismes

La sensibilité d'une espèce à une gamme de toxiques est une caractéristique très importante, parce que l'une des principales hypothèses des essais est que les concentrations qui se révèlent sans effet nocif au laboratoire seront également sans effet pour les communautés biologiques naturelles, y compris les espèces sensibles et moins sensibles. Au cours des dernières décennies, il s'est poursuivi un gros travail de sélection d'espèces sensibles pour leur utilisation au laboratoire et de comparaison de leurs sensibilités à diverses catégories de toxiques (LeBlanc, 1984 ; Schimmel *et al.*, 1989).

S'il importe de choisir des espèces étalons sensibles pour le laboratoire, les différences de sensibilité pourraient ne pas être considérables parmi la plupart des membres d'un groupe donné (p. ex. les poissons). Les écarts réellement importants de sensibilité se situent entre les groupes (p. ex. entre les poissons et les crustacés et entre les crustacés et les bactéries). En outre, aucune espèce n'est la plus sensible à toutes les catégories de toxiques. Selon une abondance de preuves, la sensibilité varie beaucoup plus chez les invertébrés, les algues et les autres organismes (en tant que *groupes* ainsi qu'en tant qu'individu) que chez les poissons [12].

---

12. La sensibilité d'un groupe d'organismes semblables varie peu, et l'on peut prendre le poisson comme exemple de groupe bien étudié. À l'égard de nombreux toxiques, plus particulièrement ceux dont les modes d'action sont généraux, la variation de tolérance chez les différentes espèces de poissons est souvent inférieure du simple au quintuple et, au plus, du simple au décuple, ce qui pourrait sembler considérable mais qui, en réalité, est du même ordre de grandeur que les différences observées dans les résultats intra- et interlaboratoires d'essais monospécifiques (synthèse dans Sprague, 1985). Afin d'exemplifier la sensibilité semblable de divers poissons, Thurston *et al.* (1985) ont soumis 10 substances organiques, notamment celles qui présentaient au moins quatre modes d'action, à des essais de toxicité létale pour six espèces de poissons. Pour neuf des substances, le rapport de la CL 50 pour l'espèce la plus tolérante à la CL 50 pour l'espèce la plus sensible était faible (de 1,5 à 4,6). À l'égard de la dixième substance (l'insecticide perméthrine), le carassin était 77 fois plus tolérant que l'espèce la plus sensible, différence appréciable mais plus faible que les écarts constatés chez les types d'organismes mentionnés ci-dessous. Il n'y avait pas de preuve sérieuse de l'existence d'un poisson qui aurait été le « plus sensible » ou le « plus tolérant ». Les carassins étaient les plus tolérants à 3 des 10 molécules, la gambusie et le crapet arlequin à 2 chacun, le poisson-chat et la truite arc-en-ciel à 1 chacun et le tête-de-boule à aucune. De même, Fogels et Sprague (1977) ont conclu que l'écart de la tolérance des effets létaux entre les petits *Jordanella floridae* et danio tropicaux et la truite arc-en-ciel était moindre que les écarts inter- et intralaboratoires habituellement observés entre les membres de ces espèces . Ayant exposé 57 espèces de poissons à des déchets de raffinerie, Irwin (1965) n'a trouvé qu'un écart du simple au quintuple entre la plus et la moins sensibles (alose à gésier ou noyer et guppy). [On trouve des différences majeures et inhabituelles de sensibilité chez les poissons qui sont selon le rapport de 1 à 4 jusqu'à

(à suivre...)

Il conviendrait donc que les examens préliminaire de la toxicité d'une substance utilisent divers organismes de divers niveaux trophiques et de divers groupes taxonomiques, plutôt que différentes espèces d'un seul groupe tel que les poissons. Une telle *batterie* d'essais est importante pour évaluer les toxiques nouveaux, particulièrement importante aussi pour l'évaluation de mélanges complexes tels que les effluents urbains et industriels ainsi que les sédiments ou les sols contaminés, parce que différents types d'organismes pourraient être sensibles à des catégories entièrement différentes de toxiques présents dans la substance (van Straalen et Denneman, 1991 ; USEPA, 1991b).

Le principe de l'emploi d'une batterie d'essais toxicologiques est généralement reconnu dans les recommandations pour l'établissement de lignes directrices sur la qualité de l'eau (Stephan *et al.*, 1985 ; Giesy et Hoke, 1989). Certains organismes ou particuliers ont conclu que l'évaluation écotoxicologique exige au moins trois espèces de trois embranchements et niveaux trophiques différents (USEPA, 1991a ; OCDE, 1992b ; EC et SBSC, 1993). L'USEPA recommande une batterie employant une algue, un invertébré et un poisson pour les essais sur effluents industriels et urbains (USEPA, 1991a), comme Environnement Canada pour la surveillance des effets sur l'environnement dans l'industrie des pâtes et papiers (EC, 1997c). À partir d'une comparaison massive des données, Sloof *et al.* (1983) ont conclu qu'une détermination préliminaire au moyen d'un poisson, d'une daphnie et d'une algue verte permettait rarement de révéler la toxicité dans toute son amplitude et, pour accroître la sensibilité, ils ont recommandé d'utiliser aussi la diatomée *Microcystis aeruginosa*.

La toxicité d'une matière étant établie à l'aide de la batterie d'essais, les programmes ultérieurs de surveillance pourraient se rabattre sur des essais monospécifiques, au moyen de l'organisme qui s'est révélé le plus sensible (mais pas nécessairement) selon les travaux préliminaires. Toute espèce étalon suffisamment sensible ferait l'affaire, des normes réglementaires étant fixées, comme il se doit, pour protéger les éléments les plus sensibles d'une communauté. Par exemple, on pourrait utiliser la truite arc-en-ciel parce que, grâce à d'autres programmes de surveillance, une large base de données existe sur cette espèce bien connue.

2.3.3 Choix de l'espèce localement pertinente

Dans le choix des espèce en vue d'un essai toxicologique, deux influences divergentes, mais pas entièrement contraires, pourraient se manifester. Il importe que l'essai emploie une espèce normalisée, mais celle-ci devrait être pertinente pour l'écosystème auquel on s'intéresse, afin d'obtenir des renseignements significatifs. Pour la plupart des essais courants, cependant, l'espèce peut être appropriée, sans nécessairement être indigène à l'écosystème. Les espèces recommandées pour les méthodes normalisées ont été choisies en raison de leurs caractéristiques, notamment la sensibilité, et elles visent à représenter les espèces présentes dans les milieux semblables aux leurs (USEPA, 1991a). S'il existe des écarts de sensibilité entre, par exemple, une espèce de poisson et une autre, les écarts réellement importants se situeront cependant entre divers types d'organismes (§ 2.3.2). Ainsi, il peut être satisfaisant d'évaluer une situation locale au moyen d'un poisson exotique, mais généralement pertinent ; il importe cependant d'effectuer les essais initiaux avec divers organismes.

Évidemment, on ne devrait pas utiliser d'espèces incongrues, comme dans cette liste d'exemples plutôt extrêmes :

1. Espèces trouvées dans des milieux complètement différents (p. ex. un amphipode marin pour vérifier les effets de sédiments d'eau douce) ;
2. Espèces si éloignées, taxonomiquement et physiologiquement, que les résultats seraient impossibles à généraliser (p. ex. utiliser un végétal pour évaluer la toxicité pour les animaux) ;
3. Espèces ayant des exigences métaboliques atypiques ;

---

12. (...suite)
1 à 900, pour divers insecticides organophosphorés (Pickering *et al.*, 1962)].

Des preuves abondantes montrent que la variation de sensibilité *entre* les groupes est beaucoup plus grande (par exemple entre les invertébrés, les algues et d'autres organismes, d'une part et les poissons décrits ci-dessus, d'autre part). Stephan (1982) a comparé la létalité aiguë de 21 substances pour 8 à 45 organismes divers, dans l'eau douce, l'eau salée ou les deux. Il a ainsi obtenu 38 rapports CL 50 max./CL 50 min. ; 13 étaient supérieurs à 1 000 et 15 autres étaient supérieurs à 100. LeBlanc (1984) et Schimmel *et al.* (1989) ont comparé les sensibilités de poissons, d'invertébrés et d'algues à divers métaux, à des substances organiques et à des effluents industriels. Les effets de la même matière variaient généralement de 2 à 3 ordres de grandeur. L'ordre de sensibilité entre les organismes était rarement le même pour différentes matières. Les cladocères tendaient à être sensibles aux métaux, mais relativement résistants à la plupart des pesticides, tandis que le poisson tendait à être plus sensible aux composés organiques et à l'ammoniaque.

4. Espèces qui seraient exposées au(x) toxique(s) par des voies différentes ou à des degrés différents (p. ex. un poisson pélagique pour évaluer la toxicité d'un sédiment).

On a opposé, avec raison, l'argument de la pertinence à l'essai de luminescence d'une bactérie marine pour évaluer la toxicité en eau douce. Toutefois, il serait bon d'employer une bactérie dans la batterie d'essais plutôt que de ne pas utiliser de micro-organisme, faute d'une méthode convenable.

On a remplacé des espèces étalons par des espèces locales lorsqu'on avait besoin de renseignements locaux, par exemple dans l'évaluation de lieux contaminés ou l'établissement d'objectifs locaux pour la qualité de l'eau. L'utilisation d'une espèce locale peut aussi être indiquée si elle est écologiquement ou économiquement importante, particulièrement menacée en raison de sa sensibilité au toxique ou davantage exposée par son mode de vie. Il faut prendre en considération certaines difficultés éventuelles. Les espèces locales devraient rester en santé en laboratoire, et la variabilité intralaboratoire devrait être examinée au moyen de toxiques de référence. On devrait effectuer des essais parallèles avec des espèces étalons. Heureusement, la question des espèces locales pertinentes devient de moins en moins importante, puisque l'on normalise davantage d'essais employant de nouvelles espèces ; ce domaine est en pleine effervescence.

2.4 Matières d'essai

On peut distinguer les essais sur des *échantillons prélevés dans l'environnement*, par exemple d'eau usée, de sol contaminé ou de sédiments, et les essais sur une *substance chimique*. On évalue souvent la toxicité des échantillons prélevés dans l'environnement par l'effet de la matière non diluée, plutôt que d'estimer le pourcentage nécessaire de la matière pour obtenir tel effet, par exemple un taux de mortalité de 50 %. La concentration ou même l'identité du ou des toxiques produisant l'effet pourraient rester inconnues. Par contraste, les essais sur une substance comportent des mesures préliminaires pour obtenir une série de concentrations filles, dont on estime la toxicité en fonction de la concentration (p. ex. en mg/L ou en mg/kg). On peut, pour ces essais, utiliser toute concentration nécessaire, en théorie, jusqu'à saturation du milieu d'essai en la substance, soit dissoute, soit adsorbée sur des particules, soit « micellisée ». Dans le cas des échantillons prélevés dans l'environnement, cependant, la limite supérieure est la concentration non diluée. Si cette dernière n'exerce aucun effet, on peut uniquement qualifier l'échantillon de non toxique.

Les essais sur les sols et les sédiments sont moins perfectionnés que les essais en milieu aquatique, mais les progrès sont rapides (Wren *et al.*, 1993). L'essai sur un milieu solide comme un sol ou un sédiment contaminé utilise souvent une concentration unique, non diluée. Dans certains cas, on pourrait enrichir le sol ou le sédiment non pollué d'une gamme de concentrations d'une substance chimique ou d'un mélange de substances (EC, 1996a ; USEPA, 1994d). On pourrait aussi soumettre à l'essai des échantillons aqueux, tirés des milieux solides. Le *lixiviat* est un liquide ayant percolé au travers une colonne de sol ou de déchets solides, alors que cette matière solide reste en place dans l'environnement. L'*élutriat* est une solution aqueuse préparée en laboratoire par addition d'eau à une matière solide ou semi-solide, agitation, puis obtention du liquide par centrifugation, filtration ou décantation. L'*eau de porosité* est l'eau naturellement présente dans les interstices entre les particules du sédiment, dont on peut la séparer par centrifugation, compression ou filtration (EC, 1994c).

Pour ce qui concerne les échantillons de sol et de sédiment, les éventuels toxiques peuvent être plus concentrés dans les élutriats peu volumineux que dans les lixiviats, en raison de l'interaction plus grande au cours de l'extraction. Les différences reliées à la technique ne sont pas insignifiantes, et les méthodes continuent d'évoluer. Les techniques approuvées depuis peu par Environnement Canada et d'autres instances sont à suivre. On peut soumettre à l'essai les extraits aqueux, dès leur obtention, en utilisant des variantes des méthodes normalisées en milieu aquatique.

2.5 Estimation des paramètres ultimes de mesure à partir de la concentration et de l'effet exercé

Repères

- *Dans un essai **quantique**, chaque organisme manifeste ou non l'effet. Le paramètre de mesure est la concentration causant l'effet chez l'organisme médian, la CL 50 ou la CE 50 (v. glossaire).*
- *On estime le paramètre de mesure quantique à partir d'une courbe ajustée sur l'intervalle allant de l'effet faible à prononcé, habituellement le probit de l'effet, en fonction du logarithme de la concentration. On obtient habituellement la précision la plus grande avec la*

réaction médiane.

- *Dans un essai **quantitatif**, chaque organisme peut présenter un effet gradué, par exemple la taille atteinte ou le nombre d'œufs pondus.*
- *Le paramètre quantitatif préféré est l'estimation d'un point dans la distribution des réactions en fonction de la concentration, la CIp, habituellement la CI 25. Il faut des méthodes améliorées pour estimer la CIp et ses limites de confiance. Une autre catégorie de paramètres de mesure comprend la CSEO, la CEMO et la CESO, moins recherchées, cependant parce qu'elles subissent l'influence du plan d'expérience et de la qualité de l'essai.*

L'écotoxicologie s'intéresse particulièrement à la concentration du toxique dans l'eau, le sol ou dans tout autre milieu entourant l'organisme. La *dose* du toxique à l'intérieur de l'organisme est souvent inconnue, contrairement à ce qui se passe en toxicologie classique des mammifères, pour laquelle la dose est de la plus haute importante et est déterminée d'après le régime alimentaire, par injection, inhalation ou par d'autres moyens.

Chacune des méthodes et le guide de statistique d'Environnement Canada (EC, en préparation, a) donnent des orientations sur les méthodes statistiques de détermination des paramètres ultimes de mesure des essais toxicologiques.

2.5.1 Essais quantiques

Dans la figure 1, la *courbe de l'effet en fonction de la concentration* (ou courbe concentration/réponse) représente les résultats d'un essai toxicologique en milieu aqueux. La figure corrèle l'intensité de l'effet biologique à la concentration dans le milieu et elle représente un essai de toxicité létale ; il s'agit d'un essai *quantique* (tout ou rien), dans lequel chaque organisme montre ou non l'effet. Les concentrations essayées devraient produire plusieurs effets partiaux près de la médiane de l'échelle exprimée en pourcentage, puisque ces valeurs sont le moins variables et possèdent le plus de poids ou de valeur pour l'estimation du paramètre proche de l'effet médian. Le gradient de l'effet devrait également être prononcé, l'effet étant très petit ou nul à faible concentration et complet ou presque à forte concentration. Ces pourcentages d'effet très faible et très prononcé devraient avoir un poids réduit dans l'ajustement de la courbe, mais ils contribuent à en fixer la position et ils déterminent la pente, importante pour le calcul des limites de confiance.

L'effet médian possède la précision la plus grande comme paramètre de mesure ultime des essais quantiques. Des exemples bien connus en sont la *concentration létale médiane (CL 50)* ainsi que la *concentration efficace médiane (CE 50)*. La moitié des organismes d'expérience auraient présenté l'effet à des concentrations inférieures ; l'autre moitié des organismes ne le présenteraient qu'à des concentrations supérieures. Les CL 50 et CE 50 sont associés à une durée de l'essai (p. ex. CL 50 après 96 h)[13]. Dans le cas de la CE 50, il faut en outre préciser l'effet particulier dont il est question.

Dans les expériences quantiques, le paramètre de mesure s'estime par traçage d'une courbe correspondant aux données relatives à l'effet en fonction de la concentration (fig. 1). La CL 50 pourrait se lire directement d'une courbe ajustée empiriquement (v. fig. 1). De façon plus formelle, l'estimation passe habituellement par l'« analyse probit » ou par une autre méthode particulière d'ajustement de la courbe utilisant toutes les données issues de l'essai. En conséquence, la ligne comme celle de la figure 1 est souvent dite *droite probits-concentration*. Le modèle mathématique de la relation entre la concentration et l'effet décrit aussi l'erreur correspondante et il estime la précision du paramètre ultime de mesure, habituellement exprimée par les limites de confiance à 95 % de la CL 50 (ou de la CE 50).

Mathématiquement, rien n'empêche de calculer les concentrations létales ou efficaces selon une autre proportion de la population (p. ex. CL 25, CE 10). Cependant, la précision maximale correspond à l'effet médian, et à mesure que l'on s'éloigne de 50 %, il faut rapidement un plus grand nombre d'organismes dans l'expérience pour conserver un degré donné de précision. En conséquence, la CL 50 et la CE 50 sont habituellement les paramètres de mesure quantiques les plus précis pour décrire et comparer la puissance de différents toxiques.

L'échelle de concentrations de la figure 1 est logarithmique ou géométrique. Comme on a adopté une série logarithmique de concentrations pour effectuer l'essai (§ 2.2), l'analyse conserve cette échelle, comme il

---

13. L'expression CE 50 s'applique à un effet létal ou à tout effet sublétal quantique (p. ex. les *daphnies* continuent-elles ou non de nager). C'est une concentration, ne l'oublions pas, dont les unités sont celles de l'essai ayant permis de la déterminer. En outre, il n'est pas plus utile de parler, pléonastiquement, de « valeur de la CE 50 » que de « valeur de la concentration ».

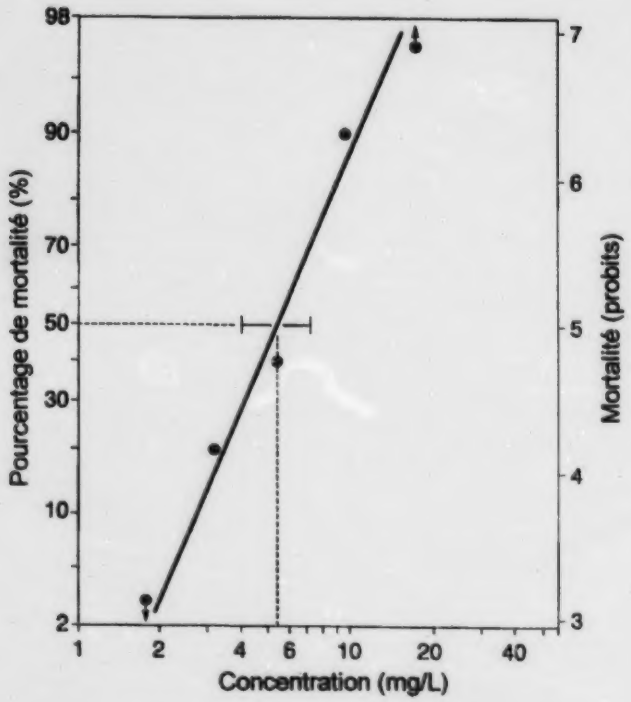


Figure 1. — Représentation graphique des résultats de la détermination de la concentration létale, sur papier probabilité logarithmique. Une ligne droite a été ajustée aux données. On a estimé graphiquement que la CL 50 était d'environ 5,5 mg/L : on tire une perpendiculaire à partir de la valeur de 50 % de l'effet (effet médian), jusqu'à la droite ajustée, puis, du point d'intersection, on tire une perpendiculaire à l'axe horizontal. L'analyse informatique probit confirme que la valeur de la CL 50 est de 5,6 mg/L et elle permet d'estimer les limites de confiance à 95 % (représentées par la petite barre horizontale, à la hauteur de l'effet médian).

convient. Les calculs servant à l'analyse probit utilisent les logarithmes de concentrations et, de fait, les logarithmes sont les valeurs « réelles ». La figure 1, montre la valeurs arithmétiques, la plupart des gens les comprenant mieux que les logarithmiques. Le même principe s'applique au paramètre ultime de mesure issu d'un essai. La CE 50 est, de fait, un logarithme ; on la convertit en valeur arithmétique pour mieux se mettre à la portée de la plupart des chercheurs. Il s'ensuit que toute manipulation des paramètres de mesure issus d'un essai toxicologique, par exemple l'établissement de la moyenne ou l'application de tests statistiques des différences significatives entre les paramètres de mesure, devrait utiliser les valeurs logarithmiques, et ne pas être « traduites » en valeurs arithmétiques (p. ex. § 3.2.2) [14].

La durée d'exposition est un élément important de tous les essais écotoxicologiques, et les essais quantiques n'y dérogent pas. Si les résultats présentés dans la figure 1

14. Malheureusement, on enfreint souvent le principe selon lequel les calculs se font avec les logarithmes de concentration. Beaucoup de programmes de calcul des paramètres de la toxicité exigent la (à suivre...)

14. (...suite)
saisie de valeurs arithmétiques et omettent de les convertir en logarithmes, ce qui introduit une erreur systématique dans l'estimation de la CE 50 ou de la CI 25. Pour obtenir une juste estimation, il faut, dans ce type de programme, saisir les concentrations sous forme logarithmique. De même, les moyennes de CE 50 sont souvent erronées, étant calculées avec des « traductions » arithmétiques de valeurs logarithmiques plutôt qu'avec des logarithmes. Pour souligner ce type d'erreur, nous qualifions parfois la *moyenne* de *géométrique*, ce qui exige la conversion des concentrations en logarithmes ou, sinon, l'emploi d'une méthode mathématique équivalente. Cette omission ne se limite pas aux estimations des paramètres initiaux tels que la CE 50. L'erreur survient parfois dans des modèles par ailleurs perfectionnés de traitement des données, visant à faire reculer les frontières du domaine de l'écotoxicologie. Une telle erreur fondamentale signifie que les conclusions générales sont douteuses et qu'elles devraient être réexaminées (p. ex. Baird *et al.*, 1996).

étaient assimilés à ceux d'un essai de létalité aiguë, une série d'essais à différentes durées d'exposition devrait donner une série de droites probits-concentration différentes. Les expositions courtes exigeraient des concentrations supérieures pour englober la fourchette de 0 à 100 % de mortalité. Les longues durées d'exposition exigeraient des concentrations plus faibles. Cependant, dans les essais de toxicité aiguë, il existe souvent une durée d'exposition à laquelle correspond l'effet aigu maximal. En d'autres termes, la prolongation de la durée d'exposition n'augmenterait pas l'ampleur de l'effet aigu. L'analyse des séries chronologiques des CE 50 correspondant à diverses durées d'exposition peut être très révélatrice. Elle montre souvent l'existence d'une concentration « seuil » correspondant à l'effet aigu, une concentration, présume-t-on, dont les organismes d'essai peuvent s'accommoder pour une durée d'exposition indéfinie. Cette *CE 50 initiale* ou *indépendante du temps* est, à n'en pas douter, un paramètre utile et significatif. L'analyse des séries chronologiques a été recommandée par un atelier sur l'analyse statistique des essais toxicologiques (OCDE, 1998a), et il en sera question, plus en détail, au § 5.7.3).

2.5.2 Estimation de la concentration inhibitrice dans les essais quantitatifs

Ce type d'essai mesure l'effet sublétal des concentrations sur une variable graduée, par exemple le poids atteint par les organismes ou le nombre de leurs descendants directs.

Le paramètre préféré est la *concentration inhibitrice pour un pourcentage précisé d'effet (CIp)*, concentration de toxique que l'on estime causer un pourcentage précisé de réduction de la fonction biologique à laquelle on s'intéresse, par rapport au témoin [15]. Dans les essais d'Environnement Canada, la valeur choisie pour p est habituellement de 25 %, et le symbolisme est CI 25. (25 % de réduction d'un effet, cela semble considérable, mais cela est du même ordre général de grandeur que la baisse de performance habituellement observée à la CSEO, comme cela est décrit au § 2.5.3). Par exemple, si les organismes témoins ont pondu 1 000 œufs, le chercheur se servirait des résultats pour calculer la CI 25, la concentration que l'on estime correspondre à la ponte de 750 œufs. Un autre exemple est l'essai de croissance de l'algue *Selenastrum capricornutum*, dont le paramètre est la CI 50 de la croissance, c'est-à-dire 50 % de moins de cellules d'algues que dans le groupe témoin. Cette estimation se fonde sur le chiffre véritable des effectifs (c'est-à-dire le nombre de cellules d'algues se trouvant dans les récipients d'essai) et, en conséquence, est assimilée à une CI 50.

Les CIp sont de plus en plus utilisées pour exprimer la toxicité dans les essais de toxicité sublétale de courte et de longue durée portant sur une variable biologique continue, par exemple la croissance ou la reproduction. La CIp est une estimation ponctuelle opérant sur un modèle linéaire des résultats de l'expérience et, de ce fait, à l'instar de la CE 50, elle peut exister sous n'importe quelle valeur, et non pas seulement les concentrations choisies pour la réalisation de l'essai. (Voir le § 2.5.3, pour une discussion sur la CSEO ou la CEMO, lesquelles peuvent *uniquement* être l'une des concentrations utilisées dans l'essai.) Parmi les autres avantages de ce paramètre, mentionnons que l'on peut calculer une estimation de l'erreur de la CIp. Aucune erreur systématique attribuable à une réaction variable, à un plan d'expérience bâclé ou à un mode opératoire imprécis n'entachera la valeur des CIp ; ces carences auront pour seul effet d'élargir l'intervalle des limites de confiance.

En dépit des avantages de la CIp, on devrait en améliorer la méthode actuelle d'estimation par interpolation linéaire non paramétrique, notamment lorsque p est petit, par exemple dans la CI 10. On n'estime pas la CIp par ajustement d'une ligne épousant la relation complète entre la concentration et le pourcentage d'effet, mais par interpolation entre les deux effets mesurés qui se situent respectivement au-dessus et au-dessous de la valeur p. À

---

15. Ce paramètre n'est pas interchangeable avec la CE 50. Dans les essais quantitatifs convenant à la mesure de la CIp, chaque organisme ou groupe d'organismes manifeste une performance continûment variable dans une fonction donnée, par exemple le nombre d'œufs pondus. Le paramètre de toxicité est pourcentage de réduction par rapport à la ponde des témoins. On pourrait estimer la CE 50, à l'aide d'un tel essai, en exprimant les données sous forme quantique, par exemple tel organisme a-t-il pondu ou non des œufs ? Évidemment, on perd alors une masse importante d'information. On devrait maintenir la distinction entre les deux types d'essais, en désignant différemment le paramètre de mesure, pour donner une juste idée du type d'essai dont traite un rapport. Certaines méthodes européennes et américaines exposent les calculs d'une CI 50, puis, de façon erronée, qualifient le résultat de CE 50, habitude répandue dans les méthodes employant les algues et les bactéries.
(à suivre...)

15. (...suite)
Malheureusement, l'OCDE répète cette erreur dans de nombreux documents sur des méthodes normalisées qui, par ailleurs, font autorité, induisant ainsi en erreur les jeunes chercheurs.

cet égard, l'estimation n'utilise pas une grande partie de l'information tirée de l'essai et elle est susceptible d'une variation plus grande. Lorsque l'on aura mis au point et éprouvé de meilleures méthodes paramétriques ou non paramétriques, on devrait les adopter.

2.5.3 Estimation de la CSEO dans les essais quantitatifs

La *méthode de l'hypothèse nulle* est une façon totalement différente d'analyser les données quantitatives sur des effets sublétaux. On effectue les mesures quantitatives de la même façon qu'on la fait pour la CIp, par exemple la taille atteinte par les organismes à chaque concentration. On adopte comme hypothèse que la variable (taille) mesurée à chaque concentration de la matière toxique ne diffère pas de façon significative de la taille mesurée chez le groupe témoin. On applique les tests mathématiques standard pour vérifier l'hypothèse à un niveau défini de signification statistique, habituellement la probabilité de 5 %. Si on démontre la fausseté de l'hypothèse, on poursuit les tests mathématiques pour discerner les concentrations ayant engendré ou non des effets significativement différents des effets chez le témoin.

La *concentration avec effet minimal observé* (CEMO) est la concentration minimale à laquelle, dans les séries éprouvées, correspond un effet biologique observé (p. ex. une taille significativement inférieure à celle du groupe témoin). La *concentration sans effet observé (CSEO)* est la concentration maximale à laquelle un effet nocif n'a pas été observé (p. ex. taille identique à celle des témoins) ; c'est toujours la concentration immédiatement inférieure, dans la série de dilutions, à la CEMO.

On peut calculer la *concentration avec effet de seuil observé (CESO)* comme la moyenne géométrique de la CSEO et de la CEMO. Elle a l'avantage d'offrir une seule valeur plutôt que deux pour décrire la toxicité. Comme son nom l'indique, elle vise à estimer le seuil ou la concentration à laquelle les effets toxiques commencent à peine à se manifester [16].

On serait tenté de croire que la CSEO signifie que la concentration en question ne correspond à aucun effet « réel », mais cela n'est pas tout à fait vrai. Comme il est mentionné plus loin, des effets réels ou « véritables » s'exerceraient véritablement à la CSEO, des effets qui n'ont pas été décelés par l'analyse statistique, laquelle est toujours limitée par la puissance de l'expérience. L'ampleur de l'effet véritable qui n'a pas été considéré comme significatif varierait donc selon le plan et la puissance de l'expérience. Pour en donner un exemple aux limites, la CSEO, dans un essai, pourrait représenter un effet de 5 % sur les organismes et, dans un autre essai, représenter un effet de 50 %. Nous énumérons ci-dessous des réductions moyennes effectivement observées des performances à la CSEO, par rapport aux témoins, réductions qui ont été estimées à partir d'analyses d'ensembles de données sur le poisson trouvées dans les publications (Suter *et al.*, 1987).

survie des parents	réduction de	22 %
fécondité	—	42 %
réussite de la ponte	—	12 %
survie des alevins	—	19 %
poids	—	20 %

Dernièrement, une forte tendance cherche à ne plus utiliser la combinaison CSEO-CEMO comme paramètres de mesure des essais de toxicité sublétale [17]. On lui reproche

16. Dans les méthodes publiées jusqu'ici par Environnement Canada, cette moyenne géométrique s'appelle « concentration-seuil » (*threshold effect concentration* ou *TEC*). C'était peut-être un malheureux choix de termes, puisque, en vertu d'une terminologie établie, *TEC* signifie seuil « véritable », par opposition au seuil *observé* ou *estimé* à la faveur d'une expérience d'une puissance particulière. En écotoxicologie, par exemple, *NEC* signifie concentration « véritable » qui ne cause aucun effet, par opposition

(à suivre...)

16. (...suite)
à la CSEO expérimentale. Au lieu de *TEC*, il est donc recommandé d'utiliser CESO, la *concentration avec effet de seuil observé*.

L'expression *concentration maximale acceptable de toxique (CMAT)* a été utilisée, ces dernières années, comme paramètre empirique de d'essais de toxicité sublétale étalée sur le cycle de vie des sujets d'expérience. Divers auteurs ont engendré la confusion en assimilant l'expression à la CSEO, à la moyenne géométrique de la CSEO et la CEMO, à une valeur indéterminée entre ces deux valeurs ou à tout l'intervalle entre elles. Les publications récentes tendent à abandonner cette notion et à utiliser plutôt les notions précises de CSEO et de CEMO. La notion de *CMAT* pourrait bien disparaître ; Le qualificatif « *acceptable* » qu'elle renferme conviendrait davantage à un critère de qualité fondé sur le jugement qu'à un paramètre mesuré expérimentalement.

17. Sur cette question, les auteurs sont généralement d'accord. Ils font observer les carences de la technique employant cette combinaison, et, parfois, recommandent que, avec toute estimation, on précise l'écart minimal observable dans les conditions de l'essai. En général, on recommande un modèle linéaire tel que la CIp, en reconnaissant les carences des méthodes actuelles d'analyse. On hasarde aussi des propositions d'autres techniques d'analyse, pour

(à suivre...)

principalement trois défaut : 1° les valeurs de la CSEO et de la CEMO ne peuvent être que les concentrations qui se trouvent à avoir été choisies par le chercheur (en d'autres termes, la CSEO et la CEMO ne sont pas des estimations ponctuelles comme la CIp) ; 2° comme il en a déjà été question ci-dessus, les concentrations particulières qui se révèlent être la CEMO et la CSEO, d'après les tests de signification statistique, sont fortement déterminées par le plan et la puissance de l'expérience (un essai ayant utilisé peu d'organismes et aux résultats très variables, du fait, peut-être, de carences dans le plan d'expérience ou les modes opératoires, arrivera à une estimation de la CSEO et de la CEMO plus élevée qu'un essai aux résultats moins variables parce qu'il aura utilisé de nombreuses répétitions et de nombreux organismes) ; 3° il est impossible d'estimer les limites de confiance du paramètre ultime de mesure, comme on peut le faire avec les techniques permettant d'estimer une valeur ponctuelle. On n'utilise pas une information précieuse de la courbe dose/réponse (p. ex. la pente). De fait, on peut souvent calculer la CSEO et la CEMO même si l'on ne possède pas de courbe cohérente de la relation concentration/effet, mais l'utilité des valeurs calculées dans ces conditions est contestable.

Aux chercheurs qui se conforment aux méthodes expérimentales publiées par Environnement Canada, il est recommandé d'utiliser la CIp comme principale mesure de l'effet, lorsque cela est valide et convenable. La détermination de la CSEO et de la CEMO devrait passer au second plan. Les chercheurs devraient rester au courant des avancées dans leur domaine, puisque, probablement, on améliorera les méthodes d'estimation de la CIp et on mettra au point d'autres paramètres de mesure fondés sur la modélisation linéaire. Un guide des méthodes statistiques renfermera des renseignements supplémentaires sur l'estimation des paramètres ultimes (EC, en préparation, a).

2.6 Précision des essais et variation interlaboratoires

> ***Repères***
> - *On ne peut pas mesurer l'exactitude d'un essai toxicologique, bien que l'emploi d'un toxique de référence puisse conférer de la crédibilité aux résultats.*
> - *La précision intralaboratoire est souvent de 20 à 40 %. On peut s'attendre à ce que la précision interlaboratoires soit reflétée par des coefficients de variation de 30 à 50 %. Ce résultat est semblable à ceux d'autres domaines de la toxicologie et de l'analyse chimique.*

La nécessité de connaître l'exactitude et la précision ont en partie incité Environnement Canada à publier des méthodes normalisées d'essai, comme l'ont fait d'autres organismes de normalisation des États-Unis et d'Europe. Les essais actuels de toxicité sublétale en milieu aquatique sont d'une variabilité satisfaisante ; le coefficient de variation varie souvent entre 20 et 40 %, ce qui est semblable à la variation constatée dans les dosages chimiques des toxiques dans l'eau.

L'***exactitude*** d'un essai toxicologique ne peut pas se mesurer. On entend par *exactitude* la qualité de l'accord entre le résultat de l'essai et la valeur vraie. Contrairement aux dosages chimiques, il n'existe pas de méthodes indépendantes de détermination de la toxicité véritable d'une matière, sauf au moyen d'un deuxième essai, auquel cas l'exactitude du premier ou du deuxième essais ne serait pas connue.

Il faut donc poser que chaque essai fournit un résultat exact, compte tenu des conditions particulières de sa réalisation (type d'eau de dilution, robustesse des organismes, taille, saison etc.). Manifestement, les réponses exactes pourraient se répartir selon un spectre, en fonction des facteurs qui joueraient. On pense que ces facteurs expliquent la plus grande partie de la variabilité des résultats dans le même laboratoire ou entre différents laboratoires. Dans le cas des essais toxicologiques, on a l'habitude d'englober toutes les variations observées dans la notion de *précision*, et non dans celle d'exactitude. Sinon, on parle simplement de *variation*.

---

17. (...suite)
le moment non encore au point. Cette faveur des modèles linéaires et la défaveur concomitante des hypothèses nulles a débuté avec Stephan et Rogers (1985 ainsi que Suter *et al.* (1987). D'autres articles ont paru sur la question : Bruce et Versteeg (1992), Hoekstra et Van Ewijk (1993, et Suter (1997). Un atelier animé principalement par des scientifiques des Pays-Bas a clairement visé à influer sur les méthodes standard d'analyse des résultats des essais en Europe (Noppert *et al.*, 1994). L'OCDE elle-même a commandé de Pack (1993) une étude qui a suivi la tendance en recommandant fortement d'abandonner les méthodes fondées sur la CSEO au profit d'un modèle linéaire avec estimations ponctuelles. La même recommandation est ressortie d'un atelier de l'OCDE (1998a) sur l'analyse statistique des données toxicologiques. Un atelier important ayant eu lieu aux États-Unis discute amplement de la question et énumère des motifs et des avantages semblables pour utiliser une estimation ponctuelle telle que la CIp ou la CE 50 (Chapman *et al.*, 1996).

La méthode la plus rigoureuse de mesure de l'exactitude des essais consiste à employer un toxique de référence. Les résultats peuvent sensibiliser le chercheur aux modifications apparentes survenant dans le laboratoire (§ 3.2.2). Pourtant, on ne peut encore pas mesurer l'exactitude, puisqu'elle reste inconnue pour l'essai employant un toxique de référence. On ne sait pas non plus si un facteur modificateur (p. ex. la saison) influe sur l'action du toxique de référence (p. ex. le phénol) dans le même sens qu'il influe sur le toxique auquel on s'intéresse (p. ex. l'effluent d'une mine de métaux).

La ***précision*** est une mesure de la dispersion relative de mesures répétées de la même manière. En toxicologie, les mesures répétées des mêmes essais toxicologiques à l'intérieur d'un laboratoire sont habituellement considérées comme une mesure de la précision. Une étude sur cinq essais de toxicité sublétale en milieu marin (Morrison *et al.*, 1989) est parvenue à une conclusion typique : que de bons essais biologiques possèdent une précision semblable à celle des dosages chimiques. Une précision presque aussi bonne que celle à laquelle on aurait pu s'attendre pour des essais en milieu aquatique a été attribuée à 25 essais ayant employé le cuivre et la truite arc-en-ciel sur une période de deux ans, la gamme des CL 50 ainsi déterminée s'étalant sur une fourchette de 274 à 381 µg/L, c'est-à-dire 1,4 fois la première valeur, et un coefficient de variation de 9 % (Dixon et Sprague, 1981a).

La ***variation interlaboratoires*** est d'un vaste intérêt pratique. Plusieurs études de haut niveau montrent que dans toute compilation des paramètres de mesure de la toxicité mesurée par différents laboratoires, à l'égard de la même matière et de la même espèce aquatique, on devrait s'attendre à trouver une variation du simple au quintuple des estimations et, parfois, du simple au décuple (synthèse dans Sprague, 1985). Une partie de cette variation s'explique par le jeu de facteurs tels que la nature de l'eau de dilution, mais une variation beaucoup moins forte est certainement souhaitable. Chapman (1995) considère que la variation acceptable des résultats interlaboratoires serait du simple au double.

Selon certaines études interlaboratoires récentes de la toxicité en milieu aquatique, les coefficients de variation (CV) variaient de 13 à moins de 60 %, mais ils se situaient pour la plupart dans l'intervalle de 30 à 50 %[18]. Pour comparaison, un coefficient de variation de 30 % pourrait correspondre à un intervalle du simple au quadruple entre l'effet mesuré minimal et l'effet mesuré maximal (p. ex. si la CL 50 moyenne était de 10 mg/L,

---

18. Dix laboratoires américains ont évalué la variation des résultats d'essais d'une durée de 7 jours sur des alevins de têtes-de-boule (API, 1988). Les résultats concordaient assez bien, et les coefficients de variation interlaboratoires (l'écart-type, en pourcentage de la moyenne) étaient de 13 %, dans le cas des résultats fondés sur la survie des alevins et de 52 %, dans le cas des résultats fondés sur le poids des sujets. La compilation d'un très grand nombre d'essais comparables réalisés par différents laboratoire ayant employé des têtes-de-boule et 141 effluents a montré que 82 % des comparaisons étaient assorties d'un coefficient de variation maximal de 40 %, tandis que 75 % des cas avaient un coefficient de variation maximal de 30 % (Rue *et al.*, 1988). La même compilation a montré que le coefficient maximal de variation d'essais effectués dans le même laboratoire sur 46 effluents était de 30 % pour presque tous les effluents (89 %). Une autre comparaison des essais de toxicité sublétale sur des alevins de têtes-de-boule, entre 9 laboratoires de la région de San Francisco, a abouti à la publication d'un coefficient de variation de 31 % (Anderson et Norberg-King, 1991).

Pour des essais d'une durée de 7 jours sur un mysidé (crustacé) du Pacifique, le coefficient de variation intralaboratoire des CL 50 était de 7 %, tandis qu'à l'égard de la croissance, il était de 19 % (Hunt *et al.*, 1997). Les coefficients de variation interlaboratoires de la CL 50 et de la croissance étaient respectivement de 14 et de 15 %, c'est-à-dire relativement faibles (ou d'une bonne précision). D'autres évaluations de la variabilité des essais toxicologiques sont parvenues à des conclusions semblables (Buikema *et al.*, 1982 ; Nebeker, 1982 ; Qureshi *et al.*, 1982 ; Grothe et Kimerle, 1985 ; Pickering, 1988 ; USEPA, 1991a).

Cinq laboratoires canadiens ont étudié les essais toxicologiques en conditions statiques d'une durée de 14 jours d'Environnement Canada employant l'amphipode *Hyalella azteca* (EC, 1997b), sur quatre échantillons de sédiment prélevés sur le terrain. Les coefficients de variation de la survie moyenne variaient de 3,6 à 19,6 % dans les divers laboratoires, tandis que les coefficients de variation de la croissance variaient de 28,4 à 48,8 %. Une comparaison interlaboratoires semblable a été faite sur l'essai de mesure de la survie et de la croissance de *Chironomus riparius*, d'une durée de 10 jours (EC, 1997a). Les coefficients de variation de la survie variaient de 2,1 à 25,1 % et ceux de la croissance de 7,7 à 27,4 % (Milani *et al.*, 1996).

Des études semblables ont été effectuées dans 9 à 11 laboratoires américains, en employant la version américaine des essais sur les sédiments (Burton *et al.*, 1996). Le coefficient global de variation de la mortalité d'*Hyalella* et de *Chironomus tentans* était respectivement de 39 et de 14 %. Celui de la croissance du chironome était de 32 %. Les essais employant le toxique de référence ainsi que de l'eau sans sédiment ont montré que le coefficient de variation était de 16 et de 20 %. Les auteurs ont conclu que ces méthodes d'essai possédaient une variabilité relativement faible et des degrés acceptables de précision dans les comparaisons interlaboratoires.

l'intervalle pourrait être de 5 à 20 mg/L).

La variabilité des essais toxicologiques en milieu aquatique peut être considérée comme semblable à celle d'autres types de mesures en toxicologie ou à celle de la plupart des dosages chimiques. Par exemple, relativement à des essais de médicaments sur des rats, Henig (1979) mentionne une variation du simple au septuple des résultats, qui pourrait être causée par une nouvelle méthode de logement des rats. Le coefficient de variation interlaboratoires des résultats d'analyses chimiques de 126 polluants d'intérêt prioritaire se trouvant aux mêmes concentrations que le critère de l'USEPA à l'égard de l'eau douce était, au plus, de 70 % pour presque toutes (90 %) les mesures, et il était inférieur à 40 % pour la moitié des mesures, ce qui est semblable aux coefficients de variation en biologie (Rue *et al.*, 1988). L'USEPA (1991a) conclut aussi que les précisions chimique et biologique sont tout à fait comparables, notamment pour ce qui concerne les produits chimiques organiques et inorganiques près de la limite de détection chimique.

Bien que les données biologiques puissent être semblables aux mesures en chimie de l'environnement, il serait évidemment souhaitable de réduire fortement la variation interlaboratoires. Dans un contexte environnemental global, moins les variations entre les laboratoires sont grandes, plus les résultats sont significatifs. Burton *et al.* (1996) et Ausley (1996) ont examiné dans le détail les causes de variation dans les essais en milieu aquatique et les variables qui pourraient mériter étude, afin de diminuer la variabilité. Une cause possible évidente est l'infection par des micro-organismes pathogènes, qui a été bien documentée par des essais sur des têtes-de-boule (Kszos *et al.*, 1997).

Ces évaluations ont deux conséquences : (1) une part importante de la variation reste pour le moment sans explication évidente, de sorte que les paramètres de mesure de la toxicité ne doivent pas être interprétés comme des valeurs absolues ; (2) si l'on souhaite établir un nombre-guide pour la qualité de l'environnement ou une limite réglementaire à partir d'une liste de déterminations de la CE 50 ou de la CI 25 pour une espèce donnée, il serait tout à fait déraisonnable de retenir la valeur minimale et de l'utiliser comme estimation de la toxicité. Cette valeur pourrait être une anomalie, dans la même mesure que le serait la valeur maximale de la liste. La moyenne géométrique serait habituellement, pour l'espèce, une meilleure estimation, et son calcul est désormais la norme dans la détermination des nombres-guides sur la qualité de l'eau (Stephan *et al.*, 1985).

Il ne faut pas confondre les ***limites de confiance*** d'un essai toxicologique individuel et l'intervalle global quelconque de variation de la CE 50 d'une matière. Les limites de confiance ne sont que des estimations internes de la variation d'un essai donné avec un groupe donné d'organismes, effectué dans des conditions qui existaient au moment de sa réalisation.

Méthodes expérimentales et assurance de la qualité

Repères

- *L'*assurance de la qualité *(ou* assurance-qualité*) est un système de gestion et d'actions visant à assurer la maîtrise convenable de la qualité des travaux du laboratoire.*
- *La maîtrise de la qualité, qui fait partie de l'assurance de la qualité, comporte des vérifications et étalonnages systématiques dans le cadre des opérations normales.*
- *Les programmes d'assurance de la qualité gagnent en formalisme, alors que des programmes canadiens d'agrément sont mis sur pied pour les laboratoires d'essai.*

Dans la présente section, on décrit les techniques d'évaluation de la fiabilité d'un résultat expérimental. La fiabilité des données est synonyme de qualité. Celle-ci se reflète dans les pratiques du laboratoire en matière d'*assurance de la qualité* et de *maîtrise de la qualité*. Certains éléments tels que la santé des organismes pourraient avoir un effet très direct sur l'issue de l'essai, tandis que les modes opératoires généraux du laboratoire pourraient influer indirectement sur les résultats.

Grâce au programme d'assurance de la qualité, on met en place les mesures visant à maintenir et à améliorer la qualité des données et on connaît les limites d'incertitude de ces dernières (Sergy, 1987). *L'assurance de la qualité a été définie comme un système global de gestion et d'actions visant à assurer la maîtrise convenable de la qualité,* afin de fournir des données complètes, précises, représentatives, comparables. *La **maîtrise de la qualité,** englobée dans l'assurance de la qualité, est un système de vérification et de marches à suivre systématiques faisant partie des opérations normales* du laboratoire (par exemple des essais toxicologiques) pour y assurer l'obtention de données de qualité.

L'assurance et la maîtrise de la qualité sont inhérentes à tous les essais toxicologiques. L'application rigoureuse de leurs pratiques est une caractéristique de l'essai biologique *normalisé*. L'information que l'on possède sur l'assurance de la qualité permet de juger si un résultat découle effectivement d'un essai normalisé. L'assurance de la qualité conserve son importance pour repérer les essais ne satisfaisant pas à un critère de réalisation ou dont les résultats sont inhabituels ou contestables. Si un essai est unique (impossible à répéter), l'information sur l'assurance de la qualité peut servir à en évaluer la fiabilité.

Il ne sera pas question ici des exigences relatives au prélèvement des échantillons, traitées dans chaque méthode d'Environnement Canada (échantillons aqueux) ainsi que dans EC (1994c) et Mudroch et Azcue (1995) [échantillons de sédiment]. Les lignes directrices concernant l'analyse statistique seront l'objet d'un guide des méthodes statistiques pour la détermination des paramètres ultimes des essais toxicologiques (EC, en préparation, a).

3.1 Assurance de la qualité des essais toxicologiques

La plupart des utilisateurs des essais toxicologiques ne sont sensibles qu'à l'information directement pertinente dans le rapport du laboratoire. Beaucoup d'autres aspects des opérations du laboratoire, englobés collectivement dans la notion d'*assurance de la qualité*, peuvent influer sur les résultats. Ces renseignements d'arrière-plan devraient être accessibles sur demande, pour aider à interpréter les résultats.

Le programme d'assurance-qualité des essais toxicologiques englobe le fonctionnement quotidien du laboratoire, l'origine et l'état des organismes d'expérience, la mise en œuvre des méthodes, la formation du personnel, le prélèvement des échantillons, leur manipulation, leur élimination, la coordination des essais, les méthodes de collecte, d'analyse et de publication des données. *Des modes opératoires normalisés constituent le principal élément du programme d'assurance de la qualité du laboratoire.*

Un deuxième élément, les pratiques de maîtrise de la qualité, englobe les méthodes de mesure de la qualité des données et utilise la normalisation, l'étalonnage, la répétition, les témoins, les toxiques de référence, les échantillons subdivisés, la participation à des programmes

de vérification interlaboratoires et des activités semblables. La maîtrise de la qualité permet des mesures quantitatives directes de la qualité des données et la surveillance du bon fonctionnement du dispositif expérimental.

Grâce à des *inspections (ou audits) sur place*, on peut déterminer si le programme d'assurance de la qualité est suffisant. Ces inspections sont habituellement un élément clé des programmes d'agrément. Vérification officielle de la capacité du laboratoire de produire des résultats valides, l'audit s'intéresse à toutes les installations, à tous les modes opératoires, à toute la documentation et à la capacité du personnel mentionné dans la présente section, il examine la qualité des systèmes du laboratoire et il exige que ce dernier satisfasse à des niveaux précis de performances. Dans l'audit officiel, le laboratoire communique d'abord de l'information aux auditeurs (p. ex. le guide de la maîtrise de la qualité ou les modes opératoires normalisés). Suit habituellement une visite des lieux pour vérifier cette information. On cote ensuite le laboratoire selon des critères prédéterminés de performance. On cerne les carences et on dresse la liste des améliorations recommandées ou exigées. Il existe des guides de l'audit des laboratoires de biologie, assortis de listes de contrôle pour des essais particuliers (Klemm *et al.*, 1990 ; EC, 1993a). Si l'utilisateur des résultats d'un essai souhaitait auditer un laboratoire susceptible de lui fournir un service, un élément important serait la visite des lieux, officielle ou non.

La *certification* et *l'agrément* constituent deux pistes pour reconnaître les qualités d'un laboratoire. La certification est la reconnaissance de la capacité du laboratoire d'effectuer un essai donné, habituellement par une présentation écrite et/ou ses performances dans des essais d'échantillons. L'agrément est une évaluation plus rigoureuse. Il est souvent conditionnel à des essais de performance de même qu'à une visite des lieux. Même s'il reçoit des résultats d'un laboratoire certifié et agréé, l'utilisateur serait bien avisé d'évaluer la qualité des données ; les organismes de réglementation tiennent habituellement l'utilisateur pour responsable de s'assurer de la validité de l'information.

L'*Association canadienne des laboratoires d'analyse environnementale* (ACLAE) est un organe d'agrément non gouvernemental, indépendant. Son programme d'agrément des laboratoires de toxicologie est le premier du genre au Canada. L'agrément exige la participation à des tests de performance et à un audit bisannuel du laboratoire. Depuis 1994, l'agrément était accordé pour trois essais toxicologiques publiés par Environnement Canada : la détermination de la létalité aiguë pour la truite arc-en-ciel, le même essai pour *Daphnia magna* et la mesure de la luminescence bactérienne en phase liquide. En 1998, l'Association a offert l'agrément pour 14 essais toxicologiques.

3.1.1 Normes internationales correspondantes pour les pratiques de laboratoire

Le programme des *bonnes pratiques de laboratoire* (BPL) est un programme d'assurance de la qualité mis sur pied par l'OCDE. Il vise les essais des produits nouveaux en vue de l'homologation, plus particulièrement les produits chimiques et les pesticides du commerce. Les États membres de l'OCDE ont avalisé les directrices sur les BPL mais ils n'ont pas tous promulgué des règlements sur les BPL. Les lignes directrices décrivent les conditions à respecter pour la réalisation d'études et la publication de leurs résultats. Le degré d'assurance-qualité dans les études relevant des BPL satisfera habituellement aux exigences pour assurer la fiabilité des données. La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* exige que les essais toxicologiques pour l'homologation des substances nouvelles se conforment aux normes de BPL de l'OCDE (EC et SBSC, 1993)[19].

Publiée sous les auspices de l'ISO, la série de normes « ISO 9000 » sur l'assurance de la qualité est de plus en plus utilisée par les fabricants et les fournisseurs de services du Canada. Ces normes pourraient s'imposer de plus en plus aux laboratoires de toxicologie. Elles portent sur des méthodes utilisées pour concevoir, conduire, installer, inspecter, emballer (présenter) et commercialiser des produits et des services. Il existe cinq catégories de normes :

---

19. On trouve dans EC et SBSC (1993) les coordonnées de publications de l'OCDE. L'OCDE a publié huit documents généraux sur des aspects des bonnes pratiques de laboratoire (OCDE, 1992e-i ; 1993b, c ; 1994). Aux États-Unis, l'EPA applique la *Federal Insecticide, Fungicide, and Rodenticide Act* (USEPA, 1989d) et la *Toxic Substances Control Act* (USEPA, 1989e). La première loi vise les études toxicologiques et les études reliées à la santé employant principalement des mammifères, tandis que la seconde concerne les études sur la santé et l'environnement. Les programmes axés sur les bonnes pratiques de laboratoire sont issus du premier règlement promulgué à cet égard par l'U.S. Food and Drug Administration en 1978.

9000 Lignes directrices pour la sélection et l'utilisation ;
9001 Assurance de la qualité en conception, développement, production, installation et services associés ;
9002 Assurance de la qualité en production et installation ;
9003 Assurance de la qualité en contrôle et essais finals ;
9004 Gestion de la qualité et éléments de système qualité.

Les fournisseurs secondaires doivent être certifiés « ISO » pour être fournisseurs d'une entreprise certifiée ISO 9000. Pour ce qui concerne les laboratoires fournisseurs, les normes techniques exigées sont exposées dans le guide 25 de l'ISO/CEI (*Prescriptions générales concernant la compétence des laboratoires d'étalonnage et d'essais*). Les laboratoires satisfaisant aux exigences du guide 25 se conforment aux exigences d'ISO 9002 lorsqu'ils fournissent des résultats expérimentaux.

L'ACLAE s'est conformée au guide 25, au cours des évaluations sur place, sous l'autorité du CCN, l'organe canadien d'agrément pour l'ISO. Dernièrement, l'Association canadienne de normalisation a publié une norme pour l'agrément des laboratoires au Canada (CAN/CSA-Z753, *Exigences visant les compétences des laboratoires d'analyse de l'environnement*), qu'ont adoptée le CCN et l'ACLAE. Cette refonte des exigences d'ISO 9000, du guide 25 ISO/CEI et d'autres normes nationales et internationales de qualité, pour les laboratoires analysant des échantillons prélevés dans l'environnement et étalonnant l'équipement en vue de la surveillance de l'environnement est conçue pour usage interne dans les laboratoires d'analyse de l'environnement de même que pour les organismes d'agrément.

3.2 Méthodes d'essai

Repères

- *Le plan d'une méthode devrait se subdiviser comme suit : (1) introduction, y compris la justification de la méthode et l'énoncé de ses applications ; (2) organisme utilisé, sources, culture, élevage ou conservation, santé ; (3) plan général d'expérience et répétitions, précisions sur l'exposition, récipients ou enceintes servant à l'expérience, volumes et densités ; (4) modifications de la méthode pour des types particuliers d'échantillons ; (5) préparation de l'échantillon ; (6) observations et mesures au cours de l'essai ; (7) analyse des résultats ; (8) réaction des témoins, toxique de référence et autres critères d'acceptabilité ; (9) rapports à produire.*

- *Si on voulait utiliser une autre méthode, on pourrait en déterminer si elle convient en examinant le mode opératoire à l'égard de chacun des sujets susmentionnés.*

- *On devrait reporter chronologiquement les résultats des essais employant un toxique de référence sur une carte de contrôle. La zone de confiance est délimitée par le domaine de la moyenne plus ou moins deux écarts-types, et tous les calculs emploient les logarithmes de concentration.*

Dans les paragraphes qui suivent, on énumère les éléments constitutifs des méthodes normalisées d'essai, exemplifiés par les méthodes d'Environnement Canada, on insiste sur les toxiques de référence, comme méthode d'assurance de la qualité, et on termine par une grille de comparaison de différentes méthodes.

Sur les centaines de méthodes d'essai toxicologique en existence, peu sont complètement normalisées. Les méthodes normalisées sont documentées à l'égard de toutes les étapes du mode opératoire et de toutes les installations et elles possèdent un certain nombre de caractéristiques souhaitables communes (§ 3.2.1 et 3.2.3). Les méthodes de l'ISO et l'OCDE ont une portée internationale ; l'American Society for Testing and Materials (ASTM) en a élaboré pour l'Amérique du Nord. Celles d'Environnement Canada concernant les échantillons d'eau et de sédiment se conforment à un plan normalisé et elles sont présentées dans le présent document comme des exemples de modes opératoires complets. Elles sont élaborées en consultation avec de nombreux spécialistes et praticiens de la toxicologie au Canada et à l'étranger.

3.2.1 Plan normalisé des méthodes d'Environnement Canada

La table des matières de chaque méthode publiée par Environnement Canada donne un aperçu de ce qu'il faut rechercher dans une méthode d'essai ; on peut s'en servir comme liste de contrôle pour l'évaluation d'autres méthodes d'essai. Les six points suivants sont abordés à tour de rôle.

- Introduction ;
- Organismes d'essai ;
- Système (dispositif) expérimental ;
- Modes opératoires universels ;
- Modes opératoires particuliers ;
- Rapports à produire.

Au début de chaque méthode, on définit la terminologie. Dans l'introduction, on justifie la méthode, on passe en revue des méthodes similaires antérieures et on donne des renseignements généraux sur l'espèce utilisée pour les essais, notamment sa taxonomie, sa répartition et sa pertinence écologique. On y précise aussi les applications et les limites de la méthode. Dans une annexe, on énumère l'adresse des bureaux d'Environnement Canada qui peuvent clarifier l'interprétation de la méthode.

La section suivante (« Organismes d'essai ») est consacrée à l'espèce utilisée dans l'essai. On y énumère les sources où l'on peut obtenir des organismes ainsi que les conditions de leur conservation, y compris d'acclimatation, d'alimentation, la température, l'éclairage, la photopériode et la qualité de l'eau. Des tableaux résument cette information, et on trouve des listes de contrôle des conditions de conservation, pour les besoins de l'assurance de la qualité.

On précise les critères de santé des organismes. Par exemple, le taux de mortalité de la truite arc-en-ciel doit être inférieur à 2 % dans la semaine précédant l'essai. Pour certains essais, des critères beaucoup plus complexes, y compris à l'égard de la reproduction, s'appliquent (p. ex. *Ceriodaphnia*). Ces critères visent à reconnaître les organismes relativement non stressés qui devraient donner un résultat valide.

La section sur les systèmes et installations d'essai précise les exigences de base pour le système d'essai. Les plans d'expérience visent à réduire la variabilité et à atténuer le plus possible les stress dus aux autres facteurs que le toxique. Les conditions physico-chimiques au cours de l'essai sont habituellement semblables à celles de l'élevage, de la culture ou du maintien des organismes. On précise notamment l'emplacement dans le laboratoire, la quantité d'espace, le type de récipients, l'éclairage (type et photopériode), la température et la qualité de l'eau de dilution.

On décrit ensuite le mode opératoire universel de l'essai. On distingue entre les exigences absolues (obligatoires) et les préférences. Les préparatifs comportent la sélection d'un diluant, d'un témoin et d'une série de concentrations ; on décrit ensuite l'essai étape par étape. Les conditions expérimentales précisées comprennent celles qui sont énumérées dans l'alinéa qui précède et l'état des organismes, la nourriture à leur donner, le cas échéant, les mesures physico-chimiques (p. ex. température, teneur en gaz dissous et débit d'aération, pH, conductance spécifique, teneur en ammoniaque), l'observation de l'effet, la durée, les paramètres ultimes de mesure, les critères de validité et les toxiques de référence (v. § 3.2.2). Les conditions sont résumées dans des tableaux servant de listes de contrôle pour l'évaluation de la bonne conduite de l'essai. On précise des méthodes de calcul des paramètres ultimes de mesure. Les méthodes statistiques feront l'objet d'un document séparé (EC, en préparation, a).

Pour les essais en milieu aquatique, on précise, dans des rubriques distinctes, les applications et les variantes du mode opératoire universel, habituellement pour ce qui concerne les effluents, les élutriats, les lixiviats, les eaux souterraines et les aux eaux réceptrices. On ajoute toutes les précisions nécessaires à la manipulation et à l'essai de ces types d'échantillon, y compris les modifications des critères de validité des essais.

Les essais sur sédiments se conforment au même plan général. Des conseils précis portent sur la façon d'obtenir et de manipuler les échantillons, opération généralement plus complexe et plus exigeante que le prélèvement d'échantillons d'eau. Il existe deux grandes classes de méthodes particulières : les essais sur un sédiment prélevé sur le terrain ou d'une substance solide semblable ; les essais de substances chimiques introduites dans le sédiment.

La dernière section de chaque méthode (« Rapports à produire ») expose : *a*) les exigences minimales pour le rapport d'essai ; *b*) les renseignements supplémentaires à inclure dans un rapport général ou à archiver pour au moins cinq ans (§ 3.3.1). Les annexes subséquentes étayent ou étoffent les instructions déjà données. Habituellement, elles comprennent des renseignements sur l'espèce et ses exigences écologiques, des détails sur les méthodes antérieures utilisées ailleurs et des précisions sur les méthodes d'analyse des résultats.

3.2.2 Toxiques de référence

Toutes les méthodes toxicologiques d'Environnement Canada recommandent l'emploi d'au moins un toxique de référence (tableau 2), dans la dernière partie des modes opératoires universels. Il est question ici de ces substances en tant qu'éléments importants du programme d'assurance de la qualité.

Le toxique de référence est un étalon de la précision

Tableau 2. — Toxiques de référence utilisés dans les méthodes d'essai d'Environnement Canada

Organisme	N° de la méthode	Toxique de référence		
		Zinc	Phénol	Autres*
Bactéries				
Photobacterium phosphoreum (maintenant *Vibrio fisheri*)	1/RM/24	oui	oui	$K_2Cr_2O_7$
Végétaux				
Selenastrum capricornutum	1/RM/25	oui	oui	NaCl
Lemna minor	1/RM/37	non	non	$K_2Cr_2O_7$, K_2CrO_4, KCl
Invertébrés				
Daphnia spp.	1/RM/11	oui	non	NaCl, $K_2Cr_2O_7$
Ceriodaphnia dubia	1/RM/21	oui	oui	NaCl
Oursins, y compris les oursins plats	1/RM/27	non	non	$CuSO_4$, $CuCl_2$
Amphipodes marins	1/RM/26	non	non	Cu, Cd, $C_{16}H_{10}$
Hyalella azteca	1/RM/33	non	non	$CuSO_4$, $CdCl_2$, NaCl, KCl
Chironomums spp.	1/RM/32	non	non	$CuSO_4$, $CdCl_2$, NaCl, KCl
Vertébrés				
Truite arc-en-ciel	1/RM/9	oui	oui	non
Épinoche à trois épines	1/RM/10	oui	oui	non
Tête-de-boule	1/RM/22	oui	oui	NaCl
Salmonidés	1/RM/28	oui	oui	non

* $C_{16}H_{10}$: fluoranthène ; Cd : cadmium ; $CdCl_2$: chlorure de cadmium ; Cu : cuivre ; $CuSO_4$: sulfate de cuivre ; KCl : chlorure de potassium ; K_2CrO_4 : chromate de potassium ; $K_2Cr_2O_7$: bichromate de potassium ; NaCl : chlorure de sodium

intralaboratoire des résultats d'une méthode expérimentale. Il permet de déterminer si le laboratoire peut obtenir des mesures cohérentes et précises, de vérifier le bon fonctionnement du dispositif expérimental. Il permet aussi, en établissant une base de comparaison, de mesurer la sensibilité des organismes à la matière d'essai. Il existe des guides canadiens sur l'emploi des toxiques de référence pour les essais en milieu aquatique (EC, 1990d) ou pour les sédiments et d'autres solides (EC, 1995a).

Pour de nombreux essais en milieu aquatique, Environnement Canada spécifie le zinc comme toxique inorganique de référence et le phénol comme substance organique (tableau 2). À ces deux toxiques s'en ajoutent d'autres, qui peuvent même les remplacer si on utilise certaines espèces, certains milieux (sédiments et sols) ou certains paramètres de mesure (concentration sublétale), indiqués dans le tableau 2. Huit critères principaux ont présidé à leur sélection : l'utilisation antérieure, la disponibilité sous forme pure, la solubilité, la stabilité en solution, la stabilité durant l'entreposage, la facilité d'analyse, la stabilité de la toxicité dans la gamme des variations normales de la qualité de l'eau de laboratoire, la capacité de déceler les organismes anormaux en expérience (EC, 1990d). Pour le dernier critère, on manquait de données pour en faire bon usage. Les autres critères pourraient servir à évaluer d'autres éventuels toxiques de référence.

Les essais de référence devraient être suffisamment fréquents pour permettre de déceler toute modification d'une culture, d'un élevage ou d'un lot d'organismes ou toute modification entre des lots. À cette fin, on utilise une carte de contrôle (fig. 2). Pour des organismes élevés ou cultivés sur place, des essais mensuels suffisent habituellement. Dès leur réception, on devrait contrôler les organismes livrés en lots, puis pendant la période d'entretien et immédiatement avant de les utiliser tous dans les essais toxicologiques. Si on capture ou prélève dans la nature ou achète un petit groupe d'organismes en

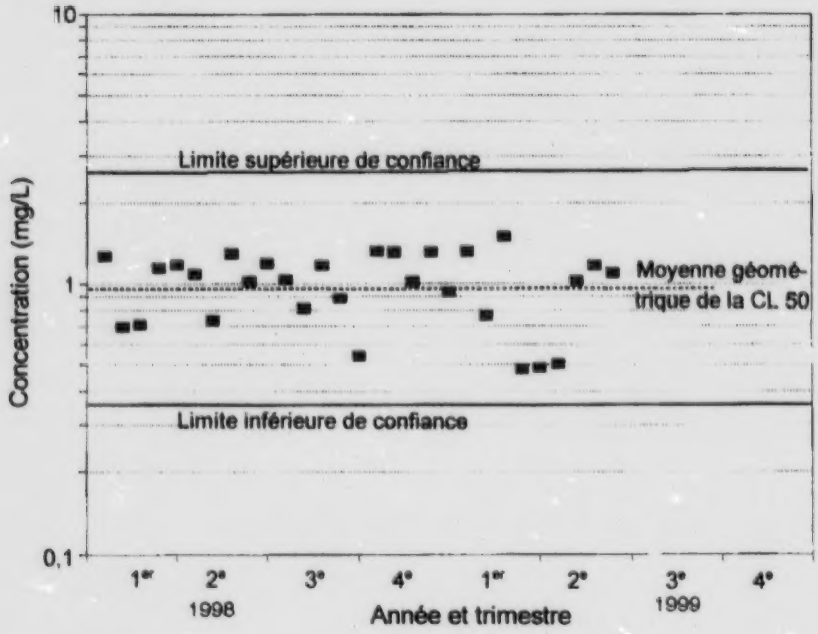


Figure 2. — Carte de contrôle pour les essais employant un toxique de référence. Les limites de confiance se trouvent à deux écarts-types de la moyenne historique des concentrations létales médianes (toutes calculées à l'aide du logarithme de la concentration). La figure montre la répartition assez régulière des résultats d'un laboratoire, toutes les CL 50 se trouvant nettement à l'intérieur des limites de confiance.

vue de quelques essais, on devrait, à chacun de ces derniers, effectuer un essai de référence (chose à faire aussi pour tous les types extraordinaires d'essais). Certains programmes de surveillance ou de contrôle réglementaire pourraient exiger des fréquences particulières pour les essais de référence.

On reporte le long de l'axe temporel d'une carte de contrôle les résultats successivement obtenus à l'égard du toxique de référence (fig. 2). On reporte également la moyenne géométrique des résultats d'essais antérieurs et les *limites de confiance* à 95 % (moyenne ± 2 σ) calculées à l'aide de logarithmes de concentration [20]. On compare ensuite les nouveaux résultats aux limites, comme le montre la figure 2. Les calculs et le report des valeurs sur papier semi-logarithmique pourraient se faire à la main ; on pourrait aussi créer un tableur pour les calculs, avec report séquentiel des paramètres ultimes de mesure et des limites par l'ordinateur.

En moyenne, un paramètre de mesure sur 20 se trouvera, par l'effet du hasard, à l'extérieur de la limite de confiance à 95 %. Pour des essais répétés avec la même eau de dilution dans le même laboratoire, on pourrait obtenir un coefficient de variation de 30 % [21], taux considéré comme acceptable (EC, 1990d). Si les résultats obtenus pour le toxique de référence se trouvent à l'extérieur de la limite de confiance, le laboratoire devrait tenter d'en déterminer la ou les causes. Celles-ci pourraient être anodines (une erreur de calcul) ou graves (une population d'organismes stressés).

20. Les concentrations devraient former une série géométrique (§ 2.2). L'analyse des résultats devrait continuer à se fonder sur les logarithmes de concentration ; les vraies valeurs de la CE 50 et de la CI 25 sont des logarithmes, mais on les transforme habituellement en valeurs arithmétiques, plus intelligibles pour la plupart (v. § 2.5.1). En conséquence, sur la carte de contrôle du toxique de référence, la CL 50 moyenne est une moyenne de logarithmes, et l'écart-type se calcule de même à partir d'un ensemble de CL 50 logarithmiques.

21. Le coefficient de variation est le quotient, exprimé en pourcentage, de l'écart-type divisé par la moyenne. Parfois, on trace aussi sur la carte de contrôle les limites de confiance à 99 % (± 3 σ [plus ou moins trois écarts-types]), dites *limites de contrôle*. La présence d'une CL 50 de référence à l'extérieur de la zone de contrôle appelle une enquête immédiate, puisque sa probabilité est d'un essai sur 100.

L'intervalle entre les limites de confiance est évidemment important. Étroit, il signifierait que le laboratoire obtient des résultats peu variables. De même, on pourrait juger l'évolution de la précision du laboratoire à partir de sa carte de contrôle, mais aucun intervalle satisfaisant ne semble avoir été conçu pour les travaux toxicologiques.

3.2.3 Évaluation d'autres méthodes

Pour une espèce donnée, on peut avoir le choix des méthodes. Des méthodes d'essai de la létalité après 96 heures avec la truite arc-en-ciel ont été publiées par Environnement Canada, la Colombie-Britannique, l'Alberta, l'Ontario, l'USEPA, l'ASTM, l'APHA *et al.*, et l'OCDE. Parfois, on pourrait être autorisé à utiliser une autre méthode ou à utiliser le même essai à des fins différentes (p. ex. une méthode d'Environnement Canada pourrait satisfaire à un règlement provincial). Si on utilise une autre méthode, on pourrait effectuer une comparaison pratique des deux méthodes sur une proportion donnée des échantillons ou un toxique de référence. Une comparaison relativement simple, sur papier, permet d'évaluer les similitudes et les différences entre les méthodes.

La caractéristique première et essentielle de l'essai toxicologique est que la méthode est publiée et est facilement accessible. La méthode devrait exposer suffisamment de détails pour que quelqu'un de formé aux essais toxicologiques puisse reproduire l'essai, en analyser les résultats et déterminer si ceux-ci sont valides.

Si la méthode écrite est satisfaisante, il faut ensuite recenser chaque point du mode opératoire pour en faciliter la comparaison. Idéalement, les méthodes toxicologiques qui ne sont pas publiées par Environnement Canada devraient renfermer les éléments de base suivants :

1. une introduction justifiant l'essai et en exposant succinctement les limites et les applications ;
2. des renseignements sur l'espèce utilisée pour l'essai, sa provenance, ses conditions de culture, d'élevage ou d'entretien et les critères sanitaires ;
3. l'exposé détaillé du plan d'expérience, y compris les conditions d'essai, les récipients, la densité de chargement et les répétitions ;
4. les instructions pour la préparation de l'échantillon ;
5. la fréquence et la nature des observations à faire au cours de l'essai ;
6. les méthodes d'analyse des résultats ;
7. les limites de réaction des témoins et d'autres critères de validité de l'essai.

Ces éléments pourraient aussi servir à évaluer les méthodes employant différentes espèces, bien que deux espèces ne soient pas censées posséder les mêmes sensibilités relatives à un spectre de toxiques. Si la comparaison des méthodes devait aboutir à des conclusions lourdes de conséquences, l'opération devrait être confiée à un écotoxicologue compétent.

Environnement Canada (EC, 1994d) a proposé une *méthode spécifique et structurée* d'évaluation des méthodes écotoxicologiques appliquées aux lieux contaminés. On a d'abord classé chaque essai selon trois critères considérés comme absolument essentiels :

1. une méthode imprimée, facile à consulter ;
2. un toxique de référence spécifié ;
3. des critères de validité d'un résultat.

Les essais qui satisfaisaient à ces critères essentiels ont été évalués à l'égard de 12 critères secondaires, mais souhaitables :

1. un organisme identifié jusqu'au niveau de l'espèce ;
2. un paramètre ultime mesurable ;
3. des critères de l'organisme définis (âge, poids, taille) ;
4. le nombre d'organismes et de répétitions ;
5. la fréquence des observations ;
6. Le volume de solution d'essai ;
7. la contenance du récipient ;
8. la collecte, l'entreposage et la préparation des solutions d'essai (solution fille) ;
9. la culture, l'élevage et la manipulation des organismes ;
10. les conditions ambiantes au cours de l'essai ;
11. les diluants et les solutions d'éléments nutritifs ;
12. les méthodes d'analyse statistique.

On a ensuite attribué des notes pondérées à chaque critère (EC, 1994d). Un essai était considéré comme complet s'il satisfaisait à tous les critères essentiels et s'il obtenait une note de plus de 88 % à l'égard des critères souhaitables. On a examiné d'autres critères tels que, notamment, le niveau trophique, la reproductibilité, la validation sur le terrain et la pertinence pour l'environnement canadien. L'essai satisfaisant aux critères essentiels, mais obtenant une note inférieure à 88 %, était considéré comme un prototype, catégorie comprenant aussi les essais qui ne satisfaisaient pas à un critère essentiel, mais dont la note générale était supérieure à 88 %. Les autres essais, qui ne satisfaisaient pas aux critères essentiels et qui obtenaient une note inférieure à 88 %, étaient classés comme en développement.

3.3 Procès-verbaux des essais

Repères

- *Le procès-verbal d'un essai toxicologique devrait renfermer les renseignements suivants : (1) la nature de l'échantillon, et son mode de prélèvement, d'expédition et d'entreposage ; (2) la description des méthodes d'essai, du plan d'expérience et des conditions dans lesquelles l'essai s'est déroulé ; (3) tout écart par rapport à la méthode normalisée ; (4) les observations au cours de l'essai, y compris sur les témoins ; (5) la présentation graphique des résultats ; (6) les paramètres ou effets ultimes et les méthodes statistiques de leur calcul ; (7) le laboratoire d'essai, son personnel et le moment où a eu lieu l'essai ; (8) les données concernant le toxique de référence.*
- *L'évaluation de la fiabilité d'un essai, d'après ce rapport, consiste en grande partie à vérifier si chacun de ces points a été traité de façon complète et satisfaisante.*

Le procès-verbal de l'essai doit présenter les résultats de façon claire et complète. Toutefois, il doit aussi décrire le plan d'expérience et les conditions d'exécution de l'essai, de sorte que l'utilisateur pourra déterminer si l'essai a été bien exécuté et si les résultats sont fiables.

3.3.1 Ce qu'exige Environnement Canada d'un bon procès-verbal

La dernière section de chaque méthode publiée par Environnement Canada est un bon référentiel des données à communiquer. Le minimum exigé est habituellement ce qui suit.

1. type d'échantillon, lieu de prélèvement, moment du prélèvement et identité du préleveur ; autres observations pertinentes (p. ex. couleur, odeur, consistance) ;
2. mode d'expédition de l'échantillon, moment de sa réception et nom du réceptionnaire ; état dans lequel il a été reçu ; entreposage et préparation ultérieurs ;
3. courte description des méthodes ou renvoi au document publié ;
4. plan fondamental d'expérience et conditions de déroulement de l'essai (température, éclairage, photopériode, aération, etc.) et renseignements sur l'eau de dilution ou l'eau témoin ;
5. tout écart par rapport à la méthode d'essai normalisée ;
6. observations et mesures au cours de l'essai ;
7. présentation graphique des résultats ;
8. paramètres pertinents de mesure et méthodes statistiques ;
9. nom et emplacement du laboratoire, moment où a eu lieu l'essai et noms des personnes l'ayant effectué ;
10. les données les plus récentes sur un toxique de référence et la carte de contrôle.

Des renseignements supplémentaires sont habituellement disponibles au laboratoire. Dans la plupart des laboratoires, on inscrit les mesures réalisées au cours de l'essai sur les notes de paillasse et, au besoin, la première étape de la vérification consiste à confirmer que toutes les données ont été transcrites fidèlement des notes au rapport. Dans les rapports de routine on n'inclut pas les méthodes générales de l'assurance de la qualité (p. ex. information sur les cultures mères, étalonnage des appareils, formation du personnel). Au besoin, ces renseignements seraient accessibles lors d'un audit du laboratoire. Les programmes d'Environnement Canada exigent l'archivage de cette information pendant au moins cinq ans.

3.3.2 Utilisation d'un procès-verbal pour évaluer la fiabilité d'un essai

Voici la marche à suivre recommandée pour examiner un procès-verbal et évaluer la validité des résultats. L'évaluation exige que l'essai soit fondé sur une méthode écrite convenable.

1. S'assurer que le rapport est complet.
2. Vérifier que l'on a satisfait aux exigences de validité.
3. Vérifier les écarts par rapport aux conditions et aux marches à suivre précisées et les explications fournies par le laboratoire.
4. Comparer les paramètres calculés de mesure aux observations d'origine.
5. Vérifier l'information à l'appui de l'assurance de la qualité.

On s'assure d'abord que le rapport est complet (v. liste au § 3.3.1).

Puis on vérifie qu'il a été satisfait aux critères définis de validité, plus particulièrement des performances des témoins. Si, exceptionnellement, l'essai n'est pas valide, il faut examiner les données en profondeur pour déterminer si les résultats restent utiles.

Ensuite, on vérifie les écarts méthodologiques ; le rapport devrait décrire et expliquer tout écart. On devrait vérifier les points du mode opératoire mentionnés dans les paragraphes qui précèdent : ils sont spécifiquement énumérés dans chaque méthode d'Environnement Canada.

Les écarts par rapport aux exigences obligatoires invalideront peut-être les résultats ; les écarts par rapport aux marches à suivre non obligatoires n'auront probablement pas cet effet, mais il faut faire preuve de jugement. Si des conditions ou des mesures ont été omises ou semblent insolites, il faudrait contacter le laboratoire pour obtenir des éclaircissements. On ne devrait accepter le résultat de l'essai que si le destinataire des données expérimentales est convaincu que l'essai n'a pas subi d'influence malencontreuse[22].

On devrait ensuite comparer les paramètres ultimes aux données. La meilleure approche est d'en trouver la valeur approximative graphiquement ou par des calculs approximatifs, puis de comparer les valeurs signalées. Faute d'un accord raisonnable, il faut rechercher les causes des écarts. Si l'incertitude subsiste, on devrait contacter le laboratoire ; des erreurs peuvent survenir dans la transcription des données.

La dernière étape consiste à examiner l'information sur l'assurance-qualité qui a accompagné le rapport, notamment l'information sur les conditions dans lesquelles l'essai s'est déroulé et sur les organismes. Si les résultats récents d'essais avec un toxique de référence se retrouvent à l'extérieur des limites de confiance, il faut l'avoir noté dans le rapport, et le personnel de laboratoire devrait avoir commencé à en chercher les causes.

---

22. Des problèmes invalidant les résultats d'un essai surviennent parfois dans la plupart des laboratoires. Si on était tenu, légalement ou juridiquement, de fournir des résultats à des périodes précisées, de lourdes sanctions étant prévues en cas d'omission d'un rapport, on pourrait partager les échantillons entre deux laboratoires, pour réduire la probabilité de lacunes dans les données.

Interprétation des données toxicologiques

L'estimation de la toxicité en laboratoire vaut uniquement pour l'espèce et les conditions particulières de l'essai. Il ne s'agit évidemment pas d'une mesure directe des effets dans l'environnement, mais, plutôt, d'un prédicteur des effets éventuellement nocifs d'un toxique. La présente section tente de répondre aux questions que l'on se pose sur l'interprétation des résultats des essais toxicologiques, pour extrapoler les prédictions au terrain. Les § 4.1 à 4.9 portent sur les pratiques s'appliquant à la plupart des essais toxicologiques, tandis que les § 4.10 à 4.13 portent plus précisément sur les eaux usées, les sédiments, les sols et certaines substances chimiques.

Au laboratoire, on mesure normalement la toxicité dans des conditions soigneusement normalisées, pour s'assurer d'obtenir des résultats précis, comme on le ferait pour d'autres propriétés telles que la volatilité ou la biodégradabilité. La démarche scientifique exige des mesures normalisées en laboratoire et la maîtrise de variables telles que la température, l'éclairage et la concentration d'oxygène. Les relations ainsi dégagées peuvent servir à prédire des phénomènes de la nature, où les conditions fluctuent. On s'y prend comme dans d'autres domaines techniques : ainsi, une série de mesures normalisées de la vitesse d'évaporation permet de prédire les vitesses dans le monde réel, dans les conditions changeantes de température et de pression partielle.

Dans quelle mesure les essais en laboratoire peuvent-ils prédire les effets dans la nature ? Le § 4.1 passe en revue des travaux ayant tenté de répondre à cette question.

4.1 Validation sur le terrain

Repères

- *La plupart des tentatives pour valider les essais monospécifiques de laboratoire, par comparaison de leurs résultats avec les effets observés dans les communautés vivantes, ont été des comparaisons générales. Peu ont été des validations scientifiques rigoureuses sur le terrain.*
- *Une excellente validation a permis de constater une concordance à 88 % entre les résultats d'essais toxicologiques effectués sur 43 effluents exerçant ou non des effets sur les communautés naturelles. Huit études soigneusement planifiées de l'USEPA ont été critiquées pour leurs méthodes d'analyse, mais leur reprise en a montré la concordance générale avec les faits. La plupart des autres comparaisons semblables ont également révélé un accord avec le terrain.*
- *La plupart des études en conditions contrôlées ont montré l'accord entre les résultats des essais toxicologiques et les effets sur les communautés de cours d'eau artificiels ou d'autres mésocosmes.*
- *Des études bibliographiques ont aussi révélé un accord général entre les essais monospécifiques sur des effluents et les effets à l'échelle de la communauté. Deux études bibliographiques ont chacune montré un taux d'accord de 84 %, d'après 13 et 63 comparaisons expérimentales utiles.*

Suffisamment de recherche a été effectué pour montrer que les essais monospécifiques prévoient habituellement bien les effets que subiront les communautés vivantes. Ce travail de comparaison doit surmonter certaines difficultés. Dans une véritable étendue d'eau, ce serait notamment la présence de plus d'un polluant actif et la fluctuation de la gravité de leur effet. Un écueil plus périlleux pour l'écologiste est d'extrapoler la connaissance acquise à une échelle d'intégration biologique (c'est-à-dire au niveau de l'espèce, dans un essai toxicologique) pour prédire ce qui pourrait survenir à une échelle supérieure ou plus générale telle la population ou la communauté. Par exemple, le succès de la reproduction de puces d'eau au laboratoire ne permettrait pas nécessairement de prédire ce qui surviendrait à des populations de crustacés dans la nature.

Les évaluations scientifiques de la valeur prédictive des essais monospécifiques en laboratoire, par comparaison simultanée des effets dans une communauté fonctionnelle, sont souvent dites études de ***validation (sur le terrain)***, sans insinuation de confirmation positive. La plupart ont abouti à des corrélations générales et révèlent un taux élevé de concordance entre le laboratoire et le terrain.

Les études de validation publiées diffèrent entre elles par leur rigueur scientifique. On résume dans le § 4.1.4 des caractéristiques importantes de leur plan d'expérience ou de leur évaluation.

4.1.1 Validations dans les eaux naturelles

Dans une excellente expérience, on a traité un petit cours d'eau de l'Ohio pour que la concentration de cuivre y soit constante pendant deux ans et on a évalué des poissons et d'autres organismes sauvages et gardés en cages (Geckler *et al.*, 1976). Les essais étalés sur le cycle biologique de têtes-de-boule dans un laboratoire au bord de l'eau ont donné des résultats qui concordaient bien avec ceux d'études des populations d'invertébrés et avec les réactions des poissons gardés en cages dans le cours d'eau. La validation était donc favorable. Une surprise de taille, cependant, a été de constater que le poisson sauvage présentait, en aval, des réactions d'évitement, à des concentrations inférieures à celles qui provoquaient des effets physiologiques. L'expérience a donc montré que les essais monospécifiques permettaient de prédire les effets physiologiques dans le cours d'eau à des concentrations données de cuivre. Les essais en laboratoire n'ont cependant pas permis de prédire tous les effets sur l'écosystème, en raison des réactions d'évitement.

De l'expérience de l'Ohio, on peut tirer plusieurs leçons : 1° la valeur prédictive des essais en laboratoire est grandement améliorée par l'emploi d'eau d'amont pour la préparation des concentrations expérimentales. De fait, les essais en laboratoire employant une eau normalisée ont eu une faible valeur prédictive, cette eau manquant des substances capables de se combiner aux métaux présents dans le cours d'eau ; 2° des relevés périodiques dans l'eau réceptrice sont indiqués, afin de vérifier la justesse des prédictions découlant de la surveillance de l'effluent ; 3° on aurait pu tester en laboratoire les réactions d'évitement ou de préférence à l'égard du cuivre et ainsi prédire les réactions d'évitement du poisson dans le cours d'eau, approche ayant donné des résultats utiles ailleurs (Sprague *et al.*, 1965). Il a été recommandé de toujours inclure des essais de mesure des réactions d'évitement ou de préférence en tant qu'élément discret de l'enquête toxicologique, parce que les réactions éthologiques et physiologiques peuvent différer entièrement (Sprague, 1981).

Un excellent exemple d'évaluation sur le terrain au Canada est fourni par une mine de métaux non précieux du Nouveau-Brunswick, dont le minerai et les eaux d'exhaure étaient acidifiants. On a comparé les résultats de quatre essais de toxicité sublétale aux effets exercés sur les populations et la santé d'invertébrés benthiques et de poissons. La corrélation statistique entre chaque essai (avec *Ceriodaphnia*, *Selenastrum*, *Lemna* et le tête-de-boule) et les effets mesurés sur le terrain était forte (ÉTIMA, 1998a).

Dans les années 1980, huit études de validation soigneusement planifiées par l'USEPA ont montré un accord raisonnable entre les résultats. Elles visaient à déterminer si des essais de toxicité sublétale pour des alevins de têtes-de-boule et *Ceriodaphnia*, d'une durée de 7 jours, étaient bien corrélés avec les conditions observées dans des eaux polluées de diverses régions des États-Unis. Elles ont habituellement employé des échantillons d'effluent et d'eau réceptrice (« essais en milieu ambiant »). En même temps que des travaux d'hydrographie visant à déterminer les concentrations dans les panaches, on a effectué des enquêtes standard, sur le terrain, pour déterminer les caractéristiques chimiques de l'eau et faire des relevés des poissons, des gros invertébrés et, habituellement, du périphyton et/ou du plancton. Les cours d'eau en question étaient les suivants :

- un petit ruisseau d'une zone agricole ;
- un ruisseau d'une région agricole de l'Oklahoma sous l'influence d'une raffinerie, d'une usine d'engrais et d'une station municipale de traitement des eaux usées ;
- une rivière du Connecticut et deux de la Virginie-Occidentale recevant de nombreux rejets ;
- une rivière de l'Ohio recevant un effluent urbain et l'effluent d'une raffinerie ;
- une rivière de l'Alabama recevant l'effluent d'une municipalité et de trois cokeries ;
- un estuaire, près de Baltimore (Mount *et al.*, 1984 ; 1985 ; 1986a, b, c ; Mount et Norberg-King, 1985 ; 1986 ; Norberg-King et Mount, 1986).

La critique a été sévère pour les méthodes de comparaison et d'analyse de l'EPA. Cependant, leur réévaluation à l'aide de l'analyse des corrélations canoniques a révélé une corrélation raisonnable entre les résultats des essais de toxicité sublétale et les effets observés sur le terrain. Apparemment, on pouvait tirer les mêmes conclusions la plupart du temps, que l'on fût passé par les essais toxicologiques ou par les relevés des communautés vivantes. Marcus et McDonald (1992) ont critiqué puis réanalysé la recherche et écrit que les essais de toxicité ambiante sublétale pour *Ceriodaphnia* et (sur 7 j) pour le tête-de-boule pouvaient fournir des renseignements utiles sur la structure des communautés des cours d'eau où l'influence de cette toxicité est déterminante. Après réanalyse, on a constaté que les variables les plus utiles

étaient la production de jeunes *Ceriodaphnia*, le poids sec des alevins de têtes-de-boule dans les essais et le nombre d'espèces de poissons et d'invertébrés observées sur le terrain (Dickson *et al.*, 1992). Les analyses ont révélé des relations statistiquement significatives entre la toxicité ambiante et les répercussions dans le cours d'eau et la forte corrélation entre cette toxicité et la réaction biologique dans le cours d'eau.

Une étude de qualité d'un cours d'eau du Kentucky a révélé une excellente corrélation entre les résultats d'essais d'exposition d'alevins de têtes-de-boule à un effluent, d'une durée de huit jours, et ceux de travaux sur le terrain ayant porté sur le cours d'eau récepteur (Birge *et al.*, 1989). Les essais sur les alevins ont montré que l'effet était négligeable à la concentration de 36 %, ce avec quoi les travaux sur le terrain concordaient, les poissons et les invertébrés n'ayant subi aucun effet sensible à la concentration de 33 %. La station où la concentration d'effluent était de 53 % ne présentait pas d'effet sur le poisson, mais ne comptait que 22 espèces d'invertébrés comparativement aux valeurs témoins de 30 et de 34 et d'un indice de diversité de seulement 2,5, contre des indices, en eau non polluée, de 3,3 et de 3,7. D'autres essais toxicologiques dans le cours d'eau (« en milieu ambiant ») ont révélé d'excellentes corrélations avec les relevés de gros invertébrés (0,93 avec l'indice de diversité et 0,96 avec le nombre d'espèces).

En Caroline du Nord, Eagleson *et al.* (1990) ont évalué de façon très objective 43 effluents et leurs eaux réceptrices. Ils ont mesuré la toxicité de chaque effluent par un essai d'une durée de sept jours, avec *Ceriodaphnia*, puis ont *prédit* les effets en cas de dépassement de la CESO calculée, dans le cours d'eau, à l'étiage. Ils ont jugé des effets observés dans le cours d'eau par les écarts statistiquement significatifs de la répartition des taxons de gros invertébrés entre les stations témoins et les stations touchées. L'accord global des prédictions avec les observations sur le terrain était de 88 %, selon la distribution montrée dans la fig. 3.

Des chercheurs de la Virginie ont observé des effets sur la reproduction de *Ceriodaphnia* au seuil de 1,7 % d'effluent, en conformité avec le seuil de 2,0 % des relevés de gros invertébrés sur le terrain (Pontasch *et al.*, 1989).

S'écarte de ces conclusions une étude des métaux extraits de mines du Colorado. On a observé une réduction de salmonidés dans un cours d'eau, à des concentrations inférieures à la CESO, censées n'avoir aucun effet, selon les résultats d'essais antérieurs de toxicité sublétale effectués en laboratoire (Davies et Woodling, 1980). Les résultats d'essais effectués sur place avec des poissons ont concordé avec les constatations faites sur le terrain.

Il ne semble pas y avoir d'étude comparative des effets écologiques dans le milieu marin et de la toxicité d'un effluent rejeté dans ce milieu (Schimmel et Thursby, 1996). Cependant, il existe des comparaisons avec des essais toxicologiques sur place des sédiments. On a comparé des communautés d'invertébrés benthiques marins avec les résultats d'essais toxicologiques en laboratoire sur des sédiments de 43 emplacements d'une baie recevant plusieurs effluents (fonderie de cuivre, usine de pâtes à papier, usine de produits chimiques et égout pluvial, notamment). Les essais toxicologiques ont mesuré l'inhibition de la luminescence des bactéries, des anomalies chez les larves d'huîtres et la survie d'amphipodes. Ils ont montré une bonne correspondance avec des communautés d'invertébrés benthiques soumis à une altération modérée ou grave (plus de 60 % avec les trois essais). Les deux mesures correspondaient à des concentrations de contaminants connus dans les sédiments. Dans les trois essais toxicologiques, les effets ont diminué en fonction de la distance des principales sources de contamination, tandis que l'abondance des principaux taxons benthiques augmentait selon le même gradient spatial (Becker *et al.*, 1990).

Ainsi, les observations des communautés et les essais monospécifiques en laboratoire sont en grande partie d'accord. Une fraction appréciable d'études est en désaccord (p. ex. fig. 3), mais l'écart n'est pas suffisant pour justifier les critiques de Power et McCarty (1997) contre le « mythe de l'évaluation du laboratoire extrapolée au terrain ». Le principal point faible des tentatives de validation ne semble pas, jusqu'ici, résider dans une absence inhérente de corrélation, mais dans les méthodes adoptées par les chercheurs, qui ont eu recours à des comparaisons générales ou subjectives plutôt qu'à des tests rigoureux de la capacité prédictive (v. § 4.1.4).

4.1.2 Validations en mésocosmes

Des validations ont employé des communautés vivant dans des cours d'eau artificiels en plein air. Une station de recherche de l'USEPA, au Minnesota, possède huit canaux artificiels, chacun de 520 m de longueur, permettant la répétition des expériences. Dans ces canaux coule l'eau naturelle du Mississippi voisin. Un bon

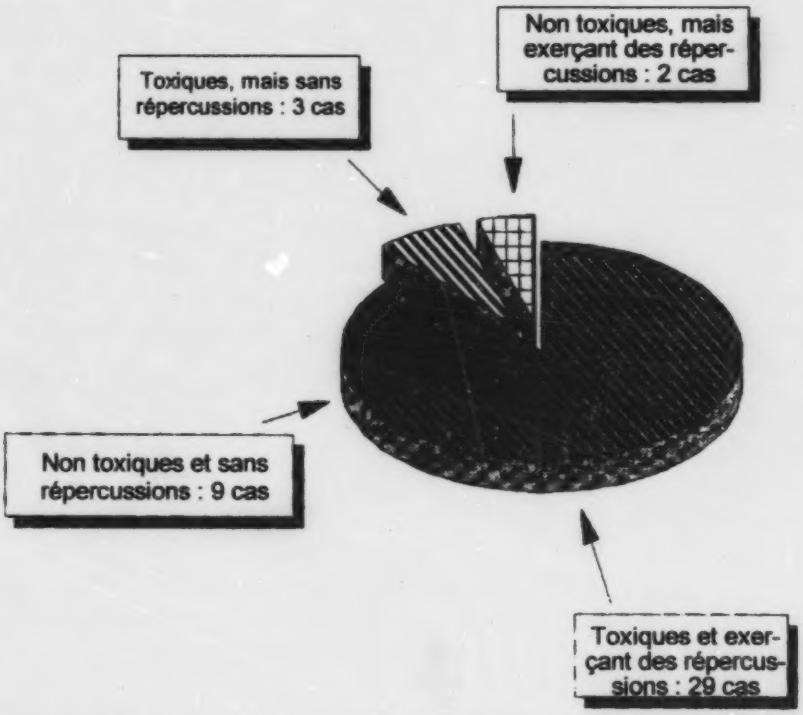


Figure 3. — Accord des prédictions découlant d'essais toxicologiques sur des effluents et les effets observés sur les communautés vivant dans les eaux réceptrices. Les données concernent 43 stations dans un cours d'eau de la Caroline du Nord (d'après Eagleson *et al.*, 1990). Les deux plus grandes pointes de tarte représentent l'accord des prédictions, tandis que les deux petites, détachées, dans la partie supérieure, représentent un désaccord entre les observations et les prévisions.

exemple de validation dans des cours d'eau extérieurs est fourni par l'exposition, 12 semaines durant, au pentachlorophénol (Zischke *et al.*, 1983). Des essais en laboratoire ont estimé que la concentration moyenne de 48 µg/L sur 30 j serait inoffensive (Stephan *et al.*, 1985). Cette conclusion concordait raisonnablement avec les études en cours d'eau. À cette concentration, on n'a observé aucun effet chez les gros invertébrés des canaux. La reproduction du poisson n'a pas souffert, mais la croissance a été légèrement retardée, et la dérive des alevins a augmenté.

En Grande-Bretagne, Crossland et Mitchell (1992) ont utilisé des canaux artificiels pour l'essai d'un mélange d'éthers chlorés d'une usine pétrochimique. Des essais de détermination de la concentration sublétale en laboratoire ont révélé que la CSEO pour la croissance de *Daphnia magna* (seule espèce utilisée) était de 1,0 mg/L. Dans les cours d'eau, la sensibilité maximale correspondait à une CSEO de 0,44 mg/L, pour l'alimentation du crustacé *Gammarus pulex*. On devrait considérer le quotient des deux mesures, 2,4, comme un accord raisonnable. De même, en Oregon, cinq essais monospécifiques de toxicité sublétale, mesurée en laboratoire par la mortalité, la croissance et la fécondité, ont permis de prédire convenablement les concentrations de diflubenzuron qui dérangeaient les communautés fluviatiles des canaux artificiels d'un laboratoire (Hansen et Garton, 1982). L'effet a été estimé par la biomasse et la diversité des espèces fluviatiles au cours des cinq mois d'exposition. L'insecticide a réduit ou annihilé les effectifs de nombreux insectes et crustacés à des concentrations semblables aux concentrations efficaces observées en laboratoire. Il a aussi gravement diminué l'efficacité des décomposeurs et mis à mal les algues benthiques sensibles, directement et indirectement, par la suppression des organismes brouteurs, de sorte que seules ont prospéré les algues tolérantes.

On a tenté des validations en mésocosmes ou en enceintes aménagés dans des étangs. L'accord entre le laboratoire et le « terrain » a été excellent avec l'essai de l'atrazine (un pesticide) sur huit espèces d'algues. Aux

concentrations de 100 à 155 µg/L, la photosynthèse, la respiration et la biomasse des algues en laboratoire (essais monospécifiques), en microcosmes et en étangs expérimentaux ont été inhibées de 50 % (Larsen *et al.*, 1986). Les communautés en enceintes dans un étang de l'Ohio ont été plus sensibles au cuivre que ce qu'avaient permis de prédire des essais de toxicité sublétale de 7 j en laboratoire sur *Ceriodaphnia* (Moore et Winner, 1989). En dépit de la justesse de la prédiction selon laquelle les daphnies et les gros invertébrés des enceintes s'en tireraient bien, on a observé un déclin des effectifs d'algues, de rotifères et de certains copépodes. Les essais d'exposition de *Daphnia pulex* à l'insecticide chlorpyriphos ont permis de prédire, de façon prudente mais raisonnablement juste, les effets du composé sur les populations de cette daphnie. La CE 50 pour la reproduction de *D. pulex* a été de 0,18 µg/L, d'après les essais classiques en laboratoire. En laboratoire, chez des populations monospécifiques, elle a été semblable (0,25 µg/L), tandis que chez des populations gardées en enceintes, dans des fossés employés comme mésocosmes, elle a été de 0,34 µg/L, c'est-à-dire moins de deux fois la valeur obtenue par les essais classiques (van der Hoeven et Gerritsen, 1997). Un programme de comparaisons interlaboratoires des concentrations sublétales déterminées en laboratoire et des constatations tirées d'expériences en cours d'eau artificiels et en enceintes immergées en étangs a porté sur le cuivre, le lindane, l'atrazine et la 3,4-dichloraniline (CEE, 1992a). Au laboratoire, les seuils sublétaux de trois des toxiques se sont révélés inoffensifs pour les communautés naturelles, mais la dichloraniline a exercé des effets au dixième du seuil minimal observé en laboratoire.

Les mésocosmes sont l'objet d'une discussion approfondie au § 6.3.2.

4.1.3 Études bibliographiques

Ces dernières années, on a publié des synthèses de validations sur le terrain. Slooff *et al.* (1986) ont corrélé des essais monospécifiques et des essais plurispécifiques. Leurs conclusions sur les effets sublétaux sont pertinentes : les essais plurispécifiques ou les essais en écosystème n'aboutissent pas à des résultats très différents de ceux des essais monospécifiques. Ils ont établi une relation permettant de prévoir les effets sublétaux, comme suit :

$$CSEO_{écosystème} = 0{,}63 + 0{,}85\ log\ CSEO_{monospécifique} \quad (r = 0{,}85)$$

Dans une vaste étude bibliographique, Emans *et al.* (1991) ont trouvé 17 comparaisons qu'ils considèrent comme fiables. Par l'analyse statistique, ils ont comparé les CSEO, déterminées par des essais plurispécifiques, aux CSEO déterminées sur des espèces semblables, mais par des essais monospécifiques. La relation était linéaire. Les chercheurs ont conclu qu'il ne semblait pas y avoir de motifs de croire que la sensibilité des organismes diffère selon qu'ils se trouvent dans la nature ou au laboratoire. Ils ont aussi conclu que, sous certaines réserves, en raison des données peu nombreuses, les données sur la toxicité monospécifique peuvent servir à calculer les valeurs inoffensives pour l'écosystème aquatique[23].

Une autre synthèse englobant les validations décrites dans les § 4.1.1 et 4.1.2 est arrivée à des conclusions semblables. Sur 63 comparaisons individuelles faites par leurs auteurs, 53, basées sur des essais de toxicité sublétale d'un effluent, correspondaient aux effets observés dans les communautés, soit un taux d'accord de 84 % (Sprague, 1997). Une synthèse plus limitée de 13 des mêmes comparaisons de résultats constatés sur le terrain et de résultats d'essais toxicologiques sur des eaux de surface (« essais en milieu ambiant ») est aussi arrivée à un taux d'accord de 84 % (Parkhurst, 1996). Clements et Kiffney (1996) ainsi que Barbour *et al.* (1996) examinent en profondeur, dans des chapitres consécutifs de la même publication, les principes, approches et limites de la validation dans les milieux aquatiques.

4.1.4 Plan d'expérience d'une étude de validation

Quelques publications donnent des orientations sur le plan d'expérience des études de validation réalisées sur le terrain ou dans des communautés artificielles telles que les mésocosmes. On peut aussi utiliser les éléments clés de ces orientations pour évaluer des études déjà faites. Sanders (1985) donne d'excellents conseils généraux sur les plans d'expérience des validations scientifiques des essais toxicologiques de laboratoire ; Cairns (1986 ; 1988a) énumère trois étapes souhaitables pour ces expériences. Faisant suite aux recommandations d'un atelier, l'OCDE (1992b) présente de bons principes.

---

23. On a estimé la concentration inoffensive par extrapolation vers le bas, au moyen de méthodes décrites dans Emans *et al.* (1991), à partir de CSEO déterminées en laboratoire au moyen d'essais monospécifiques. Cette concentration a été comparée aux concentrations reliées aux effets ou à l'absence d'effet dans des essais employant de nombreuses espèces. La signification de « inoffensive » correspond à celle du glossaire.

Sprague (1995) donne une synopsis des conseils à suivre. Les points exposés ci-dessous s'en inspirent ainsi que de Sanders (1985).

Pour les validations sur le terrain, on peut pousser à divers degrés le raffinement scientifique, mais on peut distinguer deux points importants :

- Dans ***l'évaluation sur le terrain***, on peut déterminer le degré de corrélation entre les résultats d'un essai monospécifique, au laboratoire, et les mesures de la qualité de la communauté du milieu récepteur. La plupart des « validations sur le terrain » publiées se classent dans cette catégorie. On évalue le degré de corrélation par une comparaison générale, souvent subjective.
- La ***validation scientifique sur le terrain*** exige un plan d'expérience plus rigoureux, c'est-à-dire une expérience scientifique dans les formes pour déterminer si les essais toxicologiques prévoient ou non l'effet sur la communauté.

La validation scientifique sur le terrain utilise la méthode scientifique, les critères d'acceptabilité étant fixés dès le départ, de sorte que la situation prévue par l'essai toxicologique correspondrait ou non aux résultats observés sur le terrain. Ci-dessous, on expose les étapes clés de cette validation ; certaines pourraient se succéder dans un ordre différent ou se télescoper. Si les éléments scientifiques formels manquaient, l'expérience serait considérée comme une évaluation sur le terrain. On peut considérer le processus comme constitué de sept étapes.

1. **Vérification de l'essai ou des essais toxicologiques.** — Il s'agit simplement de confirmer que l'essai se déroule comme prévu. Il en va rarement autrement, grâce aux modes opératoires normalisés d'aujourd'hui.

   Un élément de la plus haute importance : l'eau de dilution devrait provenir de l'amont de l'eau étudiée. Cela exige habituellement de modifier la qualité de l'eau de culture ou d'élevage, pour atténuer le stress subi par les organismes en raison du changement de qualité qu'ils subissent lorsqu'ils sont mis en présence de l'eau témoin de l'emplacement. Par exemple, les valeurs du pH et de la dureté de l'eau d'élevage ou de culture pourraient être ajustés à celles de l'eau de l'emplacement.

2. **Choix des emplacements.** — Les emplacements doivent être prometteurs de résultats scientifiques légitimes. Il doit y avoir une communauté équilibrée d'organismes aquatiques, que l'on peut échantillonner avec précision et avec une facilité relative. Il doit aussi y avoir une zone témoin comparable.

   L'effluent devrait être de nature relativement constante, et il serait utile d'en connaître les constituants toxiques et de pouvoir les doser. Le rejet doit produire un effet auquel sont sensibles les essais toxicologiques et il doit aussi causer un effet observable dans la communauté du milieu récepteur. Idéalement, il devrait y avoir gradation des effets dans l'étendue d'eau et un minimum d'influences de l'extérieur comme celles qu'exercent l'exploitation forestière ou l'agriculture.

3. **Dépouillement des documents** pour y trouver des renseignements de base utiles sur la localité, notamment sur les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques.

4. **Programme initial de sélection et d'échantillonnage.** — On devrait évaluer la faisabilité des principales variables de l'étude. Un échantillonnage préalable pourrait être exigé sur le degré de toxicité des eaux usées, sa variabilité, la taille du panache dans l'eau réceptrice et la composition de la communauté biologique.

5. **Modélisation, plan d'expérience et analyse préliminaires.** — Cette étape se déroule de concert avec celles des points 1 à 4.

6. **Conception d'un programme détaillé de validation.** — On devrait énoncer officiellement les étapes de la méthode scientifique : *a*) formuler une hypothèse (p. ex. « la communauté biologique de l'eau réceptrice souffrira des concentrations d'effluent supérieures à la CI 25, dans un essai de toxicité sublétale ») ; *b*) établir le plan de l'expérience la plus simple possible, qui permettra de vérifier l'hypothèse ; *c*) Adopter les critères qui serviront à juger des résultats (p. ex. quelle observation effectuée sur la communauté aquatique d'aval sera considérée comme un effet nocif notable ?). Il faut concevoir d'avance le programme de tests statistiques, décider du degré de précision et, de là, du nombre de répétitions. Une analyse de la sensibilité, qui précède les essais, pourrait aider à éviter les résultats mitigés. Cette technique, peu utilisée dans les études de la pollution, exige de bien connaître le processus et de pouvoir construire un modèle.

7. **Exécution du programme.** — On prélève des échantillons d'effluent ou des échantillons provenant de sources diffuses qui atteignent l'eau réceptrice. On effectue les essais, on analyse les résultats et on accepte ou rejette l'hypothèse. On rédige le compte rendu des résultats.

4.2 Extrapolation des résultats des essais toxicologiques

Repères

- *On use parfois d'extrapolations pour prédire les seuils d'effet sublétal à partir d'un petit nombre d'essais*

toxicologiques (peut-être quelques essais de toxicité sublétale ou un seul de toxicité létale). Les méthodes d'extrapolation vont du simple au complexe, selon les données dont on dispose et du degré d'incertitude que l'on peut tolérer.

- *Les* **coefficients d'application** *sont des multiplicateurs de la CL 50 visant à estimer les seuils présumés d'effet sublétal dans les communautés aquatiques. Les valeurs ordinairement déduites par l'expérience sont, pour les substances non persistantes, sans effet cumulatif, de : 1/10 de la CL 50 après 96 h, au maximum, quel que soit le moment ou l'endroit ; 1/20 ou moins de cette valeur, moyenne sur 24 h après mélange. Les valeurs correspondantes pour les toxiques aux effets cumulatifs sont de 1/20 et de 1/100 fois la CL 50.*

- *Le* **rapport de la toxicité aiguë à la toxicité chronique (RTATC)** *est, par essence, l'inverse du coefficient d'application. Il dérive du quotient de la CL 50 aiguë mesurée divisée par un seuil sublétal mesuré. On peut combiner plusieurs essais pour obtenir un rapport plus significatif. Aujourd'hui, on utilise communément ce rapport, qui présente l'avantage d'être supérieur à l'unité. Une fois calculé, il pourrait servir, avec discernement toutefois, à prédire un seuil sublétal inconnu dans une situation différente.*

- *Si on possède des données toxicologiques plus complètes, l'extrapolation peut se fonder sur une fonction ajustée mathématiquement à une distribution de la sensibilité des espèces. La « concentration inquiétante pour l'environnement » (≈ CSEO) est la concentration de substances chimiques correspondant à un certain percentile (habituellement 95 %) de la distribution ajustée.*

- *Les méthodes simples de prédiction des concentrations acceptables dans l'environnement à partir de quelques données ponctuelles sont habituellement satisfaisantes et approchent les concentrations calculées au moyen de méthodes plus complexes.*

En raison de la corrélation raisonnable existant entre la toxicité mesurée et l'altération des communautés des eaux de surface (§ 4.1), on a souvent recours aux essais toxicologiques pour prédire les concentrations sans effet dans l'écosystème. Les extrapolations vont du simpliste au complexe.

4.2.1 Coefficients d'application

Les coefficients (ou facteurs) d'application, définis pour la première fois dans le domaine de la pollution de l'eau, au cours des années 1950, étaient des valeurs inférieures à l'unité, par lesquelles on multipliait la CL 50 aiguë pour prédire « la concentration sans effet nocif pour la vie aquatique de l'eau réceptrice » (Henderson et Tarzwell, 1957). Par exemple, un coefficient de 1/10 (0,1) a été proposé, à l'origine, pour multiplier les CL 50 après 48 h de la vallée de l'Ohio (ALAC/ORSANCO, 1955)[24].

Lorsque l'on a proposé les coefficients d'application, dans les années 1950, peu de seuils sublétaux pour les organismes aquatiques avaient été estimés en laboratoire, et les expériences à cette fin étaient encombrantes et rarement tentées. Grâce aux études sur le terrain, on possédait un peu plus de renseignements sur les concentrations de certaines substances et effluents qui ne dérangeaient pas les communautés biologiques. Le peu d'information ainsi disponible a permis d'estimer des coefficients d'application présumés raisonnables pour une espèce donnée et une eau usée donnée. On a ensuite posé que le même coefficient (rapport) resterait valide si l'on modifiait la concentration de l'eau usée ou certaines conditions (p. ex. agents liants et agents de détoxication). On pouvait déterminer rapidement la CL 50 du nouvel effluent ou des conditions modificatrices, puis les multiplier par le coefficient d'application, pour prédire une concentration qui, dans le milieu, n'exercerait pas d'effets sublétaux discernables[25].

---

24. N'ayant pas été conçus comme coefficients de sécurité, le coefficient d'application et le RTATC ne devraient pas être considérés comme tels. Les deux visent à approcher de façon réaliste le rapport existant entre la CL 50 et une concentration qui manque tout juste de causer un effet toxique sublétal (c'est-à-dire à peu près le seuil sublétal ou à peu près la CSEO). Le coefficient de sécurité « accorderait une marge supplémentaire de sécurité à la sensibilité connue ou estimée des organismes aquatiques » (Stephan *et al.*, 1985). On espérait qu'il permettrait de prédire une concentration-seuil réaliste pour les effets exercés sur une **communauté** aquatique (difficiles à mesurer) à partir de la concentration létale pour **une ou plusieurs espèces** (beaucoup plus facile et rapide à mesurer).

25. Faute de renseignements précis et pour répondre à des besoins pratiques, on a appliqué ces coefficients aux CL 50 pour d'autres espèces ou d'autres effluents. Par exemple, ayant trouvé un coefficient d'application de 0,1 pour l'effluent d'une raffinerie, on l'a appliqué aux effluents d'autres raffineries et peut-être d'autres industries. Exemple concret : posons la CL 50 du zinc pour les salmonidés égale à 0,5 mg/L dans l'eau non dure et que, sur le terrain et au laboratoire, la CSEA se révèle égale à 0,05 mg/L. Le coefficient d'application serait de 0,05 ÷ 0,5 = 0,1. Or, si la CL 50 pour les salmonidés dans l'eau dure se révélait être de 4 mg/L de zinc, on prédirait un seuil sublétal de 4 × 0,1 = 0,4 mg/L.

Les coefficients d'application visaient à compenser la non-mesure ou la difficulté de mesurer plusieurs variables : 1° la différence entre la CL 50 aiguë mesurée et une concentration sans effet sublétal dans l'eau réceptrice ; 2° la plus grande sensibilité d'autres organismes dans la communauté vivant dans l'eau réceptrice ; 3° une variation non décelée dans l'effluent étudié ; 4° les carences dans la méthode d'essai (Henderson, 1957 ; Henderson et Tarzwell, 1957).

À l'origine, les valeurs numériques attribuées aux coefficients d'application comportaient une dose assez importante d'intuition scientifique. Elles ont été peu à peu normalisées, quand on eut observé les résultats de l'emploi de ces coefficients et que les mesures expérimentales des effets sublétaux en laboratoire se furent améliorées (synthèse dans Sprague, 1971). En 1964, les valeurs ci-dessous avaient été officialisées aux États-Unis, pour la protection des organismes aquatiques contre les toxiques dont on ignorait la véritable concentration sans effet (NTAC, 1968). Les coefficients d'application suivants ont servi de la même façon pendant de nombreuses années en Ontario (OWRC, 1970 ; OMOE, 1984).

- Les concentrations de matières non persistantes ou sans effet cumulatif après mélange dans les eaux réceptrices ne devraient jamais et nulle part dépasser le dixième de la CL 50 après 96 h.
- La moyenne sur 24 heures des concentrations de ces matières ne devrait pas excéder le vingtième de la CL 50, après mélange.
- Dans le cas des toxiques persistants ou aux effets cumulatifs, les concentrations ne devraient pas excéder le vingtième ou le centième de la CL 50 dans les conditions décrites ci-dessus.

Il n'a jamais été recommandé d'utiliser sans discernement des coefficients d'application fixes, universels, mais, plutôt, de les tempérer à la lumière de l'information, n'importe laquelle, dont on disposait dans une situation donnée. Faute de renseignements précis, cependant, les coefficients d'application fournissaient des règles empiriques utiles à l'époque, alors que scientifiques et techniciens s'attaquaient aux problèmes de pollution de l'eau. Ils visaient principalement à évaluer les dégâts que causeraient aux écosystèmes les effluents industriels ou à estimer les objectifs de qualité de l'eau à l'égard des substances chimiques nouvelles à la toxicité peu étudiée (p. ex. la CL 50 seulement).

Les coefficients d'application subsistent dans les approches modernes et, de fait, les premières valeurs semblent souvent assez bien concorder avec les résultats de la recherche moderne sur les effets sublétaux. Par exemple, les lignes directrices canadiennes accordent un crédit limité à l'emploi de coefficients d'application (CCME, 1991b), si la recherche sur les effets sublétaux pour utiliser la méthode normalisée de la CCME n'a pas été suffisante (v. § 5.6). Les valeurs de la CCME sont de 0,05 pour les toxiques non persistants et de 0,01 pour les persistants (qui, pense-t-on, s'accumulent dans les tissus), c'est-à-dire les limites traditionnelles pour les moyennes sur 24 heures dont il a été question. La CCME fait observer que ces valeurs ont été acceptées par certaines provinces (Ontario, Manitoba, Saskatchewan, Colombie-Britannique) et par la Commission mixte internationale [CMI]). Elle précise aussi que les coefficients doivent provenir de travaux conçus à cette fin (CCME, 1991b).

D'après ce qui précède, on pourrait judicieusement emprunter un coefficient d'un travail sur une espèce ou un toxique, pour un autre travail, bien que la CCME n'ait pas explicitement dit cela et qu'il n'existe pas de consignes précises sur la sélection du coefficient le plus convenable s'il en existe plusieurs. Les § 4.2.2, 4.2.3 et 4.2.4 traitent aussi des valeurs modernes des coefficients d'application.

Des auteurs modernes adaptent la signification de *coefficient d'application* à des situations particulières, tout à fait différentes de celles auxquelles s'appliquait la signification traditionnelle, exposée ci-dessus. Le cas échéant, le lecteur ferait bien de vérifier le sens que prête l'auteur à cette expression.

4.2.2 Rapports de la toxicité aiguë à la toxicité chronique

Ils ne diffèrent pas, essentiellement, des coefficients d'application, mais leur valeur est inverse. Ainsi, le rapport de la toxicité aiguë à la toxicité chronique (RTATC) est le rapport des concentrations chimiques létales aux concentrations sublétales [26]. L'expression a

---

26. À l'origine, la terminologie était assez précise. Elle a malheureusement a cessé de coller à la réalité. Les essais de détermination de la toxicité sublétale, qui exposaient l'organisme durant son cycle de vie (*exposition chronique ou de longue durée*) l'ont ensuite exposé à ses premiers stades de vie (*exposition aiguë*,

(à suivre...)

connu une certaine vogue, ces dernières années, parce qu'elle divise la CL 50 par un nombre entier pour estimer la CESO sublétale ; la plupart des gens se représentent plus facilement un nombre entier qu'une valeur décimale inférieure à l'unité comme coefficient d'application.

Le RTATC est des plus souvent utilisé lorsque l'on a mesuré les valeurs réelles de la CL 50 *et* du seuil sublétal pour une espèce et un toxique donnés. Son calcul pourrait donc servir aux mêmes fins que le coefficient d'application : prédire la CESO dans d'autres conditions (modificatrices) du milieu, pour d'autres rejets industriels semblables ou, en étant prudent, pour d'autres espèces.

En tant que généralisation empirique fondée sur de nombreuses substances et de nombreux essais toxicologiques, on considère qu'un RTATC de 10 est généralement une estimation prudente, applicable aux effluents industriels et aux produits chimiques ordinaires, quand on ne dispose pas de mesures directes (USEPA, 1991a ; OCDE, 1992b). Cette valeur est la même que celle que l'on cite dans le § 4.2.1, relativement à la concentration maximale de toxique, mais elle est moins restrictive que la valeur de 20, donnée pour la concentration moyenne dans l'étendue d'eau.

Si l'on connaissait les résultats de plusieurs essais de toxicité létale pour la même espèce, on devrait caractériser les constatations par la moyenne géométrique[27]. De même, la moyenne géométrique devrait caractériser les résultats de plusieurs essais de toxicité sublétale mesurant le même effet (USEPA, 1991a ; OCDE, 1992b). Si, on disposait de deux effets sublétaux (p. ex. la CI 25 pour la reproduction et la CI 25 pour la croissance), on se servirait de la concentration minimale pour calculer le RTATC. Si on possédait des données sur la létalité aiguë à l'égard de plusieurs espèces semblables (p. ex. différents poissons) et si on ne possédait de données sur un effet sublétal que pour l'une d'entre elles, on pourrait appliquer le RTATC pour cette espèce aux données sur la létalité aiguë pour les autres espèces (OCDE, 1992b).

4.2.3 Coefficients fondés sur des bases de données plus considérables

Lorsque l'on évalue une molécule ou un effluent, on dispose souvent d'une sélection de données pertinentes sur les toxicités létale et sublétale. On a tenté de dégager des coefficients généraux que l'on pourrait utiliser avec divers ensembles de données pour prédire les seuils probables d'effet dans l'environnement. Ceux qui proposent ces coefficients prennent soin de préciser ce que les seuils prévus représentent, en les qualifiant habituellement de « concentrations potentiellement dangereuses », de *concentrations préoccupantes* (*concern levels*) [OCDE, 1992b] ou de *concentrations protectrices* (*protection levels*) [Wagner et Løkke, 1991]. Ces coefficients peuvent être utiles pour repérer des concentrations indésirables, mais, évidemment, ils seraient subordonnés à toute preuve toxicologique ou écologique directe.

Un groupe de travail multinational de toxicologues a conclu que les coefficients du tableau qui suit fonctionnaient bien pour les petits ensembles de données toxicologiques (OCDE, 1992b). Les coefficients sont destinés à l'extrapolation aux concentrations « écologiquement préoccupantes ».

---

26. (...suite)
essais rapides). Le RTATC devait décrire la relation du paramètre de mesure de l'effet létal à celui de l'effet sublétal (p. ex. CL 50/CI 25). Les essais de mesure de l'effet létal sont, de fait, presque toujours des essais de toxicité aiguë, mais beaucoup d'essais modernes de toxicité sublétale sont aussi de courte durée, p. ex. l'essai de 7 jours sur les premiers stades du tête-de-boule est nettement un essai de toxicité aiguë, si on en compare la durée à la longévité de ce poisson. Un exemple plus extrême serait l'exposition de 20 minutes du sperme d'oursin, pour évaluer la toxicité sublétale, comparativement à la longévité de l'animal, en années. L'utilisation irréfléchie de l'adjectif *chronique* perdure chez les toxicologues nord-américains du milieu aquatique. Comme l'adjectif est bien implanté, on l'utilisera dans une certaine mesure ainsi que l'expression *rapport de la toxicité aiguë à la toxicité chronique* (ou RTATC).

27. La moyenne géométrique est simplement l'antilogarithme de la moyenne des logarithmes des valeurs (ou la racine énième du produit de *n* valeurs). Si les résultats étaient peu et également dispersés, cette moyenne utile égalerait à peu près la moyenne arithmétique. Elle est toutefois moins sensible que cette dernière à une valeur extrêmement élevée (peut-être erronée). De fait, la valeur logarithmique des paramètres tels que la CL 50 devrait être
(à suivre...)

27. (...suite)
considérée comme la représentation de la réalité, puisqu'on les calcule en logarithmes, à partir des logarithmes des concentrations employées dans l'essai. On transforme habituellement la CL 50 (ou les autres paramètres ultimes de mesure) en une valeur arithmétique pour se mettre au niveau de la majorité des gens ; il faudrait la convertir de nouveau en logarithme avant de l'employer dans des opérations mathématiques.

Renseignements disponibles	Coefficient d'extrapolation
CL 50 ou CE 50 aiguës minimales dans un ensemble de données sur une ou deux espèces	1 000
CL 50, CE 50 ou CI 50 aiguës minimales dans un ensemble de données sur au moins une algue, un crustacé et un poisson	100
CSEO sublétale minimale dans un ensemble de données sur au moins une algue, un crustacé et un poisson	10

Ces coefficients d'extrapolation diminuent à mesure que s'élargit la base d'information et que s'amenuise l'incertitude de l'estimation de la toxicité. Les RQSA peuvent servir à l'évaluation du danger, à la place des paramètres mesurés expérimentalement (BKH Engineers, 1990 ; OCDE, 1992b). Ces valeurs sont également données dans la section 6 d'un guide ultérieur (OCDE, 1995a), avec un ensemble semblable de coefficients d'extrapolation découlant d'essais toxicologiques avec des mammifères et des oiseaux piscivores. Les documents de l'OCDE (1992b ; 1995a) qualifient le coefficient 10 de « CSEO chronique », mais il faudrait clairement lire à la place « CSEO sublétale », comme il est discuté dans le § 4.2.2, parce que les documents se rapportent à des essais de toxicité sublétale à court terme.

Les cotes fondées sur les coefficients d'extrapolation sont très semblables à celles qu'utilise l'Office of Pollution Prevention and Toxics (*sic*) de l'USEPA, bureau chargé de prévenir les risques déraisonnables pour les organismes et imputables à la fabrication, à l'importation, à la transformation, à l'utilisation ou à l'élimination des produits chimiques industriels. Ce bureau utilise des « coefficients d'évaluation » pour établir les *concentrations préoccupantes* des produits chimiques nouveaux (Zeeman, 1995), comme le montre le tableau suivant. (Le libellé descriptif des catégories a été légèrement modifié dans un souci de clarté et d'exactitude.)

Renseignements disponibles sur la substance chimique ou la substance analogue	Coefficient d'évaluation
Données limitées (p. ex. une seule CL 50 aiguë estimée d'après les RSA)	1 000
Ensemble de base de résultats toxicologiques (p. ex. CL 50 aiguës pour le poisson et la daphnie ; CI 50 pour les algues)	100
Seuils de toxicité sublétale	10
Résultats d'essais sur le terrain	1

L'USEPA (1984b) a adopté un ensemble semblable de coefficients pour les évaluations préliminaires du danger que présentent les substances chimiques. À l'époque, elle exigeait cinq résultats sur la toxicité aiguë pour utiliser le coefficient de 100 et elle recommandait un coefficient de seulement 3 pour les eaux usées, si les données les plus sensibles sur la toxicité sublétale provenaient de trois espèces (poisson, invertébré et végétal).

4.2.4 Extrapolations statistiques

Si l'on possède un ensemble plus complet de données toxicologiques, on peut fonder les techniques d'extrapolation sur la distribution de la sensibilité de diverses espèces. Ces techniques comportent l'ajustement d'une fonction aux distributions de fréquences des données. La concentration préoccupante pour l'environnement est la concentration de substance correspondant à un certain centile de la distribution ajustée (habituellement 95 %). Les méthodes fondées sur la distribution posent comme hypothèse que la sensibilité, à un toxique donné, des espèces présentes dans les écosystèmes épouse une distribution à peu près log-normale : peu d'espèces sont très sensibles, beaucoup le sont modérément et peu sont très tolérantes. Il faut connaître de façon fiable les effets sur au moins huit espèces pour appliquer ces méthodes (OCDE, 1992b). Pour éviter l'erreur systématique, ces espèces doivent représenter des groupes taxonomiques et écologiques différents. Au cours d'un atelier sur l'extrapolation (OCDE, 1992b), on a comparé les méthodes disponibles. Chapman *et al.* (1998) ont fait la synthèse des méthodes d'extrapolation, plus particulièrement de celles qui s'appliquent à l'évaluation du risque écologique (ERE).

La méthode la plus simple d'extrapolation a été mise au point par l'USEPA, pour dégager des critères de qualité

de l'eau utilisables dans les règlements (Stephan *et al.*, 1985). Il s'agissait de protéger 95 % des genres exposés. Pour cela il fallait employer des données toxicologiques sur au moins huit familles d'animaux, un végétal et, dans les cas convenables, un coefficient de bioconcentration et d'autres données [28]. Tous les paramètres ultimes de mesure de la toxicité relatifs à une espèce donnée servent à calculer une moyenne géométrique, et ces moyennes géométriques, à leur tour, servent à calculer une moyenne géométrique pour le genre. Les moyennes des genres sont classées par rang, et les quatre moyennes inférieures servent à calculer la concentration de substance chimique la plus rapprochée du cinquième centile d'une distribution log-triangulaire hypothétique (simple approximation de la distribution log-normale). Les formules de calcul sont données dans Stephan *et al.* (1985) et l'OCDE (1992b).

Comme la méthode d'extrapolation de l'USEPA n'utilise que les quatre valeurs inférieures de la toxicité, les faibles écarts par rapport à la partie supérieure de la distribution supposée ne perturbent pas le calcul. On peut englober dans la distribution les paramètres ultimes uniquement qualifiés de « supérieurs à » une valeur quelconque (c'est-à-dire que la concentration maximale a été sans effet). La concentration préoccupante découlant du cinquième centile vise à protéger la plupart des espèces la plupart du temps. On exprime ainsi de façon formelle l'hypothèse selon laquelle la protection de 95 % des genres de l'écosystème assurera normalement la santé de ce dernier. L'EPA recommande cependant l'élaboration de critères plus rigides, lorsqu'une espèce écologiquement, économiquement ou socialement importante est menacée.

Une technique d'extrapolation mathématique plus perfectionnée se fonde sur la distribution log-logistique (Kooijman, 1987). À partir d'une série de CL 50 chroniques d'un toxique donné, on prédit la concentration médiane « chroniquement » létale pour une espèce parmi les plus sensibles. Cela repose sur l'hypothèse d'une distribution aléatoire, dans la communauté, de la sensibilité des espèces. La « concentration préoccupante » estimée possède une probabilité donnée d'être inférieure à la CL 50 chronique pour l'espèce la plus sensible de la communauté. Par la méthode de Kooijman, on estime une CL 50 chronique, de sorte que la moitié des individus de l'espèce la plus sensible sont susceptibles de mourir, finalement, à la concentration préoccupante, peut-être en même temps que moins d'individus des espèces moins sensibles.

La concentration préoccupante de Kooijman possède des limites de confiance (habituellement de 95 %). Ces limites expriment la probabilité d'une estimation erronée des paramètres du modèle et la probabilité d'un écart entre la probabilité indiquée et la probabilité réelle d'existence d'une espèce plus sensible.

L'approche de Kooijman a été adaptée aux critères de qualité des sols (van Straalen et Denneman, 1991), et il en existe des variantes (Aldenberg et Slob, 1991 ; Wagner et Løkke, 1991). Toutes permettent de calculer la concentration préoccupante comme égale à la moyenne géométrique des CL 50 ou des CEMO divisée par un coefficient d'extrapolation obtenu par estimation du cinquième centile de distributions log-logistiques ou log-normales. Ces méthodes correspondent à celles de l'USEPA, par l'adoption d'un objectif de protection de 95 % des espèces d'une communauté, et non de protection absolue de la plupart des espèces sensibles. Un guide (OCDE, 1995a) présente une description et une intégration faciles à suivre de ces méthodes, mais les Canadiens feraient bien d'éviter une partie de la terminologie et des sigles particuliers qu'il emploie.

4.2.5 Comparaison des méthodes d'extrapolation

Quel que soit leur degré de raffinement, les méthodes d'extrapolation décrites au § 4.2.4 tendent à donner des résultats semblables. Pour six produits chimiques sur huit, l'écart a varié du simple à moins du triple, lorsqu'on a comparé un simple coefficient d'application de 100, à la toxicité aiguë pour trois espèces (tableau 3, col. 1), et les estimations découlant de la méthode de l'USEPA (colonne 4). La plupart des estimations (51 sur 56) étaient du même ordre de grandeur, pour toutes les méthodes comparées dans le tableau 3.

Lorsque l'on a prédit les CSEO au moyen de constantes

---

28. Le système de l'USEPA, assez complexe, se fonde cependant sur de bons postulats. On suit les étapes mentionnées pour les essais de toxicité létale (« aiguë »). Elles permettent de calculer un critère pour une exposition maximale sur une heure. Si on disposait de données sur la toxicité sublétale (« chronique ») sur huit familles convenables d'animaux, on les utiliserait de la même façon pour calculer une concentration moyenne maximale sur quatre jours. Si les données sur la toxicité sublétale étaient limitées, d'autres méthodes permettraient de dégager un RTATC, à appliquer au critère de létalité, pour donner le critère sur quatre jours. Si un critère estimé était inférieur pour les végétaux, la bioaccumulation, etc., il aurait préséance sur le critère calculé à partir des huit familles d'animaux. Dans le document, on étaie le choix des périodes d'une heure et de quatre jours.

d'extrapolation (col. 1 à 3 du tableau 3) ou par la méthode d'Aldenberg et Slob (1991 ; col. 5), la plupart des valeurs péchaient par défaut d'un facteur de 1 à 100, comparativement aux effets observés dans les communautés ou chez les espèces en microcosmes (Okkerman *et al.*, 1990). Les deux méthodes prédisaient donc une toxicité supérieure à celle qui a effectivement été observée, de sorte que, en apparence, elles arrivaient à des estimations prudentes des seuils d'effet sublétal.

Ce n'est que dans 3 comparaisons sur 15 que les constantes d'extrapolation ont sensiblement sur- ou sous-estimé les seuils observés. On a pu utiliser des constantes d'extrapolation, non les méthodes fondées sur la distribution, quand les données étaient limitées (Okkerman *et al.*, 1990).

Conclusion : les concentrations écologiquement préoccupantes déduites de quelques résultats représentatifs sur les effets létaux ou sublétaux sont des approximations raisonnables des concentrations déduites de distributions de probabilités plus complètes (tableau 3) ; on peut les utiliser avec un certain degré de confiance lorsque les ensembles de données ne conviennent pas à ces dernières approches.

4.3 Unités de toxicité et émissions toxiques

Repères

- *L'**unité de toxicité (UT)** exprime le degré de toxicité de l'effluent ou la concentration de substance, exprimée comme une fraction de la toxicité finale mesurée.*
- *La notion d'unité de toxicité est pratique, parce que le nombre d'unités est proportionnel à la toxicité. On surmonte ainsi le problème conceptuel découlant du caractère inversement proportionnel à la toxicité de paramètres de mesure de la toxicité tels que la CL 50. Les unités de toxicité sont utiles aux calculs concernant les panaches d'effluents.*
- *L'**unité de toxicité létale (UTL)** est la concentration réelle ou actuelle d'un toxique donné, divisée par la CL 50 seuil de ce toxique (p. ex. concentration dosée dans un cours d'eau divisée par la CL 50). Pour un effluent dont la concentration est normalement exprimée en pourcentage, les unités de toxicité de l'effluent se calculent comme le quotient de 100 % divisé par la CL 50 de l'effluent.*
- *L'**unité de toxicité sublétale (UTS)** est le quotient de la concentration actuelle divisée par la CI 25 ou par un paramètre semblable représentant le seuil sublétal.*
- *Sans dimension, les unités de toxicité peuvent s'additionner. Elles peuvent donc servir à prédire la toxicité de mélanges de plusieurs produits chimiques ou de plusieurs effluents. Cependant, on ne peut pas additionner UTL et UTS.*
- *La **quantité** de toxicité rejetée peut se mesurer par la **le débit de toxicité** ou **flux de toxicité (DT ou FT)**, c'est-à-dire l'unité de toxicité multipliée par le débit journalier en volume (m^3/j). Le FT détermine les répercussions subies dans la communauté du milieu récepteur.*
- *Le coefficient de débit ou de flux de toxicité (CDT ou CFT) est le quotient du débit (ou du flux) de toxicité divisé par le rythme de production de l'usine (c'est-à-dire CFT = UT • débit [en m^3/t de produit]). Cette notion permet d'effectuer de justes comparaisons à l'intérieur d'une industrie et entre industries, bien qu'elle ne permette pas de mesurer toutes les répercussions sur l'environnement.*

À mesure que le produit chimique ou l'effluent devient plus toxique, la CL 50 ou tout autre paramètre ultime de mesure diminue. Si l'on ne tient compte que des effets létaux, alors :

$$Toxicité = \frac{1}{CL\ 50}$$

Cela rend difficile, dans la pratique et par intuition, l'emploi des paramètres ultimes de mesure déterminés expérimentalement (CL 50, CI 25, etc.) dans les calculs de la dilution ou de l'action potentielle de mélanges, par exemple.

4.3.1 La notion d'unité de toxicité

On peut simplifier les extrapolations de la toxicité du laboratoire à l'environnement en calculant les UT, lesquelles sont encore plus pratiques lorsque l'on manipule des données sur la toxicité (§ 4.5). L'USEPA (1991a), dans son guide technique, recommande l'emploi d'unités de toxicité, comme première étape de la quantification et de la modélisation de la toxicité d'un effluent et dans l'énoncé de critères toxicologiques de qualité de l'eau.

L'UTL, imaginée il y a quelques décennies (synthèse de Sprague, 1970), est la concentration actuelle (réelle) d'une substance toxique donnée, divisée par la concentration à laquelle la substance en question commence à exercer un

Tableau 3. — Comparaison des extrapolations aux concentrations préoccupantes de huit substances, par différentes méthodes (OCDE, 1992 b). Les trois premières colonnes représentent les coefficients habituels d'extrapolation. Les trois espèces visées par les colonnes 1 et 2 sont une algue, *Daphnia* et un poisson. La colonne 4 (Stephan *et al.*, 1985) est affectée d'un niveau de confiance de 50 %, de sorte que la meilleure estimation du 95e centile aurait autant de probabilités d'être *sur-* ou *sous-estimée*. La colonne 5, d'après Aldenberg et Slob (1991), s'applique à un niveau de confiance de 50 %. La colonne 6 est la même, mais appliquée à un niveau de confiance de 95 % (soit une probabilité de 5 % seulement d'excéder le 95e centile). La colonne 7 découle de la méthode de Wagner et Løkke (1991).

Substance	1. CL 50 ou CE 50 minimale, 3 espèces, sur 100	2. CSEO minimale, mêmes 3 espèces, sur 10	3. CSEO minimales, 11 esp., sur 10	4. 95e centile de la distrib. log-triang. de l'USEPA, 50 % de confiance	5. Distrib. log-logistique, au niveau de confiance de 50 %	6. Distrib. log-logistique, au niveau de confiance de 95 %	7. Distrib. log-normale, au niveau de confiance de 95 %
K_2CrO_7	0,01	0,01	0,01	0,085	0,71	0,010	0,013
NaBr	100	1	1,0	5,4	4,1	0,21	0,29
TPBS	0,16	0,1	0,032	0,27	0,27	0,042	0,052
2,4-DCA	0,013	0,0032	0,0032	0,019	0,064	0,0082	0,010
p-NT	0,075	0,1	0,032	0,19	0,45	0,10	0,12
DNOC	0,018	0,01	0,0032	0,019	0,031	0,0028	0,0037
diméthoate	0,029	0,0032	0,0032	0,019	0,018	0,00036	0,00057
PCP	0,0047	0,0032	0,00032	0,0023	0,0043	0,00033	0,00045

effet létal. (Une valeur approximative telle que la CL 50 après 96 h peut servir de dénominateur dans l'estimation de la CL 50 seuil ou CL 50 indépendante du temps).

Pour caractériser la toxicité de l'effluent, la « concentration réelle » serait, au numérateur, de 100 %, parce que l'on a affaire à l'effluent non dilué, de sorte que :

$$Nombre\ d'UTL = \frac{100\ \%}{CL\ 50\ (en\ \%)}$$

Selon cette formule, si l'effluent A était « à peine létal » (c'est-à-dire si la CL 50 était de 100 %), le nombre d'UTL serait de 1,0 (chiffre sans dimension) [29]. Si l'effluent B avait une CL 50 de 5 %, le nombre d'UTL serait de 100/5 = 20. On conçoit facilement que l'effluent B soit 20 fois plus toxique que le A.

Si on avait affaire à une substance chimique, d'autres unités de concentration seraient utilisables. Si sa concentration était de 10 mg/L dans le panache de l'effluent, ce serait la concentration « réelle » figurant au numérateur, dans le calcul du nombre d'UTL. Si sa CL 50 était de 2 mg/L pour une espèce donnée, ce chiffre figurerait au dénominateur, et la toxicité dans cette partie du panache serait de 10/2 = 5 UTL de la substance. Parce que le nombre d'unités de toxicité est de beaucoup supérieur à l'unité, on devrait s'attendre à des effets létaux prononcés. Le nombre d'UTL donne une idée du degré de dilution nécessaire pour parvenir à une concentration à peine toxique, en l'occurrence, une dilution au cinquième. Les valeurs inférieures à 1,0 prédiraient l'absence de létalité.

Le nombre d'UTS peut, de même, se définir à l'aide d'un paramètre, connu expérimentalement, de mesure de la toxicité sublétale, ce paramètre figurant au dénominateur. Ainsi, dans le cas d'un effluent :

$$Nbre\ d'UTS = \frac{100\ \%}{CI\ 25\ (en\ \%)}$$

Pour tous les calculs et les manipulations de cette

29. Dans le cas d'un effluent, il est impossible de calculer un nombre d'UTL inférieur à l'unité, parce qu'il est impossible de mesurer une CL 50 supérieure à 100 %, c'est-à-dire plus que l'effluent non dilué. Dans l'environnement, une substance pourrait posséder un nombre d'unités de toxicité inférieur à l'unité, parce que l'on peut mesurer sa CL 50 au laboratoire et que sa concentration dans l'environnement serait habituellement très inférieure à cette valeur.

grandeur, on procéderait comme on l'a fait et montré pour les UTL. Dans le cas des substances chimiques, les unités pourraient être en mg/L ou en µg/L, tant au numérateur qu'au dénominateur. Le numérateur serait, de fait, la concentration réelle à laquelle on s'intéresse, probablement une mesure prise dans les eaux de surface. Le dénominateur découlerait de la détermination en laboratoire d'un effet sublétal seuil ou près du seuil, par exemple la CI 25 ou, peut-être, la CESO. Si l'eau de surface renfermait 10 µg/L d'un toxique donné et si, d'après un essai de détermination des effets sublétaux chez le poisson, la CI 25 était de 2 µg/L, alors le nombre d'UTS serait de 10/2 = 5, et nous nous attendrions à des effets sublétaux notables dans cette eau.

Les UTL et les UTS sont deux grandeurs différentes, que l'on ne peut pas utiliser ensemble dans les calculs. Dans le contexte moderne de la lutte contre la pollution, les UTS présenteraient un intérêt plus grand. Aux États-Unis, on les appelle habituellement *unités de toxicité aiguë* et *unités de toxicité chronique*, respectivement, ce qui est parfois erroné.

D'autres caractéristiques sont à mentionner. Toute unité de concentration est utilisable, si, pour une substance donnée, elle est la même au numérateur qu'au dénominateur. Dès que l'on a déterminé le nombre d'UT, on peut le comparer à un autre rapport exprimé en unités chimiques différentes, en raison du caractère adimensionnel du paramètre. Cependant, l'estimation du nombre d'UT pourrait changer selon l'organisme et le paramètre ultime de mesure ; en conséquence, dans le cadre d'un travail donné, on devrait uniformiser ces derniers et les spécifier.

4.3.2 Unités de toxicité et effets des mélanges

On peut exprimer la toxicité d'un mélange par la somme des UT de chacun de ses constituants, parce qu'il s'agit de rapports sans dimension. Par exemple, la toxicité d'un mélange renfermant 5 UT d'une substance et 3 UT d'une autre est de 8 UT en tout. Si la somme des UT dans le mélange égalait environ 1,0, on pourrait s'attendre à ce que le mélange manifeste l'effet toxique (p. ex. la CL 50) servant de base aux calculs. Si la somme était inférieure à l'unité, on pourrait s'attendre à ce que l'effet soit proportionnellement plus faible et s'il était supérieur à 1, on pourrait s'attendre à un effet plus puissant.

La prédiction de la toxicité d'un mélange au moyen des UT repose sur l'hypothèse de l'additivité des effets de chaque constituant. L'hypothèse semble une approximation prudente de la vérité, si l'on en juge par un nombre convenable d'études des effets sublétaux attribuables à la toxicité en milieu aquatique. La plupart des substances chimiques au mode d'action semblable contribuent de façon à peu près additive à (parfois) semi-additive (la moitié de leur pouvoir) à l'effet commun. La contribution des substances aux modes différents d'action semble quelque chose comme la moitié de leur toxicité individuelle (synthèse dans Broderius, 1991 ; Christensen et Chen, 1991).

On peut donner des exemples. Des chercheurs néerlandais ont vérifié l'effet de mélanges de 5 à 25 substances organiques possédant un mode d'action semblable sur la reproduction de *Daphnia* (Hermens *et al.*, 1984a). Les mélanges agissaient lorsque le nombre d'UTS variait de 1,5 à 2, c'est-à-dire que chaque substance semblait conserver la moitié aux deux tiers de sa puissance dans les mélanges. L'action commune du mélange de 25 substances était forte (1,5 UTS) même si chaque substance ne se trouvait qu'au 1/17 de sa concentration efficace individuelle. Des études récentes continuent de donner des exemples de la quasi-additivité dans les mélanges des pesticides étudiés en laboratoire (Bailey *et al.*, 1997), dans des cours d'eau artificiels (Carder et Hoagland, 1998) et dans un cours d'eau naturel (Shigehisa et Shiraishi, 1998).

On a obtenu des résultats comparables avec des mélanges de substances possédant plusieurs types de structures moléculaires et modes d'action. Un tel mélange de 14 substances a agi sur la reproduction de *Daphnia* à 1,9 UTS (Hermens *et al.*, 1984b). Chaque toxique dissemblable semblait contribuer à l'action du mélange à raison de la moitié de sa propre toxicité, lorsque chacun se trouvait à environ 1/7 de sa concentration efficace individuelle.

On peut utiliser les UT pour prédire ou évaluer la toxicité combinée d'effluents dont on ignore la composition exacte. Dans les calculs, on utiliserait les pourcentages de concentration, comme on vient de le décrire. On pourrait prédire l'étendue géographique et l'ampleur des effets biologiques dans les eaux réceptrices, d'après la somme des effets individuels prévus des concentrations dans les panaches superposés. Plusieurs études menées avec des concentrations létales montrent la quasi-additivité des effluents, mais, malheureusement, on possède peu de données sur les effluents aux concentrations sublétales.

Pour ce qui concerne la protection des communautés des milieux récepteurs, les effets sublétaux seraient beaucoup plus intéressants.

On possède des exemples, en toxicologie du milieu aquatique, de l'action combinée faible et même de l'action indépendante de substances chimiques en mélanges. Les synergies sont assez rares, comme le sont les antagonismes (actions mutuellement *inhibitrices* des toxiques). Plusieurs autres modèles permettent d'évaluer la toxicité des mélanges, la plupart plus complexes ou exigeant des connaissances précises des modes d'action (synthèse dans Christensen et Chen, 1991).

Une méthode comparable à celle des UT et généralement acceptée concerne l'évaluation de la toxicité de mélanges de « **dioxines et de furannes chlorés** » (polychlorodibenzo-*p*-dioxines et polychlorodibenzofurannes). Le nombre de ces composés est d'environ 120. On évalue la toxicité de leurs mélanges en exprimant la quantité de chaque constituant par rapport à celle du composé le plus toxique, c'est-à-dire le 2, 3, 7, 8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxine (2378-TCDD). Cela revient à exprimer la quantité (ou concentration) d'un constituant en fonction de sa concentration toxique, un coefficient supplémentaire servant à transformer cette dernière en équivalent de 2378-TCDD. Le calcul revient fondamentalement à multiplier la quantité du composé par la CE 50 de la 2378-TCDD, puis à diviser le produit par la CE 50 du composé. C'est le même calcul qu'avec les UT, mais avec cet élément de complication supplémentaire que représente l'emploi de la 2378-TCDD comme unité étalon. Dans la pratique, on a publié un coefficient pour chaque molécule (OTAN, 1988) pour permettre la conversion directe d'une quantité donnée de composé en l'unité de base. La pratique courante, en toxicologie, consiste à poser l'additivité de la toxicité des 120 composés. Ces composés possèdent une structure et un mode d'action semblables, mais le parallèle tiré incite néanmoins à utiliser la notion d'UT en écotoxicologie.

4.3.3 Débit-masse de toxicité

L'importance d'un effluent pour le milieu récepteur ne dépend pas seulement des concentrations de toxiques qu'il renferme, mais aussi de la **quantité** totale de substance toxique, compte tenu du débit de l'effluent. On peut comparer rationnellement des effluents de débit et de toxicité différents, grâce à la notion de *flux de toxique* (FT) ou *débit de toxique* (DT), définie comme suit (Californie, 1972) :

$$\textit{Flux de toxique} = \textit{UT} \bullet \textit{débit}\ (\text{en } m^3/j)$$

En exprimant le débit de l'effluent par le FT, on normalise essentiellement le débit en fonction de la toxicité qu'il renferme. Cette transformation est utile pour évaluer la contribution relative de toxicité des diverses industries dans le même cours d'eau ou par la contribution de divers effluents de la même usine. Le FT constitue aussi une deuxième façon utile (après les essais toxicologiques classiques) d'évaluer les modifications survenant dans les effluents, par exemple la diminution des rejets d'eau de transformation industrielle. D'après les essais toxicologiques, l'effluent pourrait sembler s'être dégradé, mais le FT pourrait dénoter une réduction du débit (ou de la charge) de toxicité[30].

Un raffinement supplémentaire de la notion de rejet de toxicité permet de comparer les procédés employés dans différentes usines, en exprimant la toxicité en fonction de la production, p. ex. par tonne de production industrielle.

$$\textit{Coefficient de flux (ou de débit) de toxicité} = \frac{\textit{UT} \bullet \textit{débit par unité de production}}{\textit{(en } m^3/t \textit{ de pâte)}}$$

La notion de coefficient de flux de toxicité (CFT) n'est pas inhabituelle ; les règlements en vigueur utilisent une « approche technologique » pour fixer des limites physico-chimiques à certains polluants traditionnels. Par exemple, le *Règlement canadien sur les effluents des usines de pâtes et papiers* limite le rejet de DBO à 7,5 kg par tonne de produit. La notion de CFT procède d'une démarche semblable, en intégrant les unités de production[31]. Le CFT est une façon équitable de comparer

---

30. Soit une mine ayant envisagé une technique pour employer quatre fois moins d'eau, ce qui est souhaitable pour les économies d'eau, et que le nouveau procédé a permis de réduire de moitié le rejet de toxiques. En dépit de ces améliorations, la toxicité de l'effluent (exprimée en fonction de la concentration) aurait doublé ; elle pourrait passer de la non-létalité à la létalité. Du point de vue écologique, il serait logique de se concentrer sur la réduction de la du débit (ou de la charge) plutôt que sur la *concentration* accrue de toxiques dans l'effluent.

31. Si une usine avait un FT de 100, les unités de ce dernier s'exprimeraient habituellement en m^3/j, c'est-à-dire 100 m^3/j, plus précisément « 100 m^3/j d'UTL » (ou d'UTS). Pour saisir facilement cette notion, on pourrait imaginer que l'usine libère chaque jour l'équivalent de 100 m^3 d'effluent à peine létal. Le rejet réel pourrait être de 10 m^3/j d'effluent de 10 UTL ou il pourrait être de 50 m^3/j

(à suivre...)

des usines utilisant différents procédés, parce qu'il exprime la quantité de toxicité corrigée quant à la taille de l'usine et à l'efficacité de l'utilisation de l'eau. Il permet aussi de comparer les rejets d'une usine, au fil des années, en dépit des modifications de la production ou des procédés.

Des usines, plus particulièrement de pâtes à papier, ont calculé le FT et le CFT pour découvrir les procédés qui contribuaient le plus à la toxicité. Scroggins (1986) a pu évaluer les sources importantes de toxicité dans une usine de pâte kraft blanchie de l'Ontario (eau de lavage et de classage de la pâte, accumulateur de la chaleur de soufflage et atelier de blanchiment). Les biologistes fédéraux ont préconisé d'employer le CFT dans les usines de pâte (Wilson *et al.*, 1975), et, pendant un certain temps, dans leurs rapports internes ou ceux qui étaient destinés aux pouvoirs publiés, les industries ont employé FT et CFT (p. ex. Naish, 1975 ; Beak, 1979 ; Fahmy et Schiefer, 1980).

Voici un dernier exemple de l'utilité de la prise en considération *à la fois* de la concentration et du débit (ou de la charge) de toxicité dans l'industrie. Les données relatives à la CL 50, aux UTL, au FT et au CFT se rapportent aux rejets, en 1987, de deux papeteries ontariennes de taille semblable, effectuant des opérations similaires (Sprague *et al.*, 1991, annexe A).

Usines	A	B
CL 50 (% d'effluent)	29	10
Production (t/j)	284	269
Débit de l'effluent (m^3/j)	3 359	11 928
Débit de l'effluent (m^3/t de produit)	12	44
Unités de toxicité létale	3,4	10
Flux de toxicité (m^3/j)	11 420	119 280
Coefficient de flux de toxicité (m^3/t)	41	440

D'après les CL 50 et les UT, l'effluent de l'usine B est à peu près trois fois plus toxique que celui de l'usine A. Cependant, les calculs du FT et du CFT montrent que l'usine B rejette environ 10 fois plus de toxicité dans les eaux réceptrices et 10 fois de toxicité par tonne produite de papier. Dans ce cas, le FT et le CFT présentent le même rapport de proportionnalité entre les deux usines, parce que ces dernières sont de taille semblable. Les deux mesures n'ont pas besoin d'être semblables et elles pourraient parfois véhiculer deux messages distincts.

4.4 La prépondérance de la preuve

Repères

- *Trois techniques fondamentales d'enquête (analyses chimiques, essais toxicologiques et enquêtes biologiques) permettent d'interpréter les répercussions sur l'environnement d'après la « prépondérance de la preuve ». On établit la preuve d'un effet nuisible pour un écosystème donné, grâce au faisceau des témoignages de chacune de ces trois techniques.*
- *Cela ne signifie pas qu'il faille appliquer chaque fois tous les essais possibles ; chaque essai a un but et un rôle précis. Les analyses chimiques et les essais toxicologiques peuvent servir à prévoir les effets dans l'environnement, tandis que les enquêtes biologiques servent de constat qui fait foi. De même, on ne peut pas s'attendre que les résultats obtenus par les trois techniques seront également révélateurs.*
- *La triade de qualité des sédiments concrétise l'emploi et l'interprétation de ce trio de techniques. Le profil de l'effet peut refléter la nature des répercussions sur l'environnement (tableau 4).*

Dans les publications techniques actuelles sur la pollution, on entend par *approche axée sur le poids ou la prépondérance de la preuve* la simple utilisation de toutes les formes d'information, mais, particulièrement, les témoignages de trois techniques, constituant une triade : *a*) les essais toxicologiques ; *b*) les analyses chimiques ; *c*) les enquêtes biologiques sur le terrain. Ces trois approches sont compatibles et, de concert, elles en disent plus sur la présence, la concentration, la nature et les effets des toxiques que ce qu'on pourrait découvrir par l'application d'une seule d'entre elles(§ 1.2). Chaque technique sert à confirmer et à mieux faire saisir la contamination de l'environnement dans les eaux de surface, les sédiments ou les sols.

En même temps, il ne faut pas aveuglément mêler ensemble les résultats des trois techniques dans l'espoir d'en tirer une image claire. Munkittrick et McCarty

---

31. (...suite)
d'effluent de 2 UTL. De même, le CFT est habituellement exprimé en m^3/t ou, plus justement en « m^3 d'UTL par tonne de produit ».

Le FT concerne la quantité journalière d'effluent, sans tenir compte de la production industrielle. Inversement, le CFT se fonde sur l'unité de production, mais ne tient pas compte de l'unité de temps, par exemple « par jour ». Cependant, si on connaît la production journalière, on peut passer du FT au CFT et vice versa. Si le FT d'une papeterie produisant 1 000 t de papier par jour était de 200 000 m^3/j, le CFT serait de 200 000 /1 000 = 200 m^3/t.

(1995) lancent cet avertissement : « La recherche de la prépondérance de la preuve attribue souvent une vertu égale à une large gamme de réactions, sans examiner de près leur applicabilité ou leur validité scientifiques ». Chaque technique diffère dans ses fonctions : elle devrait servir dans le but précis auquel elle convient. Revoici le résumé des rôles de chaque technique exposés dans le § 1.2.

- Les *essais toxicologiques* attribuent, **le cas échéant**, l'effet toxique à un échantillon de substance chimique, de déchet, d'eau de surface, de sédiment ou de sol. Ils ne peuvent pas, par eux-mêmes, déterminer l'identité du toxique.

- Les *analyses chimiques* permettent de déterminer la **cause** probable de la toxicité et sa concentration. Elles peuvent prédire si un effet toxique est susceptible de se manifester mais elles ne peuvent pas prouver la toxicité.

- Les *enquêtes biologiques* dans le milieu récepteur **confirment** si la communauté vivante a subi ou non un effet. Hellawell (1978), Merritt et Cummins (1984) ou Rosenberg et Resh (1993) donnent d'excellentes présentations des méthodes de surveillance des invertébrés benthiques. Un guide technique (EC, 1997e) expose les méthodes et les échantillons exigés pour le programme de surveillance d'Environnement Canada appliqué à l'industrie des pâtes et papiers).

Voici une autre triade de tactiques qui, dans la catégorisation suivante, aide à démontrer à quoi servent les techniques disponibles (§ 1.2 et Sprague, 1991).

- (a) *Déterminations de la qualité de l'effluent.* Cette tactique consiste à comparer les résultats d'analyses à tout objectif adopté pour servir de bonne pratique industrielle, p. ex. absence de létalité pour le poisson ou maîtrise du pH dans tel intervalle de son échelle. Les constatations n'ont pas nécessairement une relation directe avec la qualité du milieu récepteur, mais elles permettent de reconnaître les rejets conformes aux bonnes pratiques industrielles.

- (b) *Déterminations de la qualité de l'eau, du sol ou du sédiment récepteur.* Cette deuxième tactique utilise des mesures chimiques ou toxicologiques directes, dans l'environnement, pour déterminer si l'on satisfait aux lignes directrices de qualité de l'environnement. (Dans la pratique, les mesures pourraient être effectuées sur un effluent, après quoi on effectuerait des calculs pour estimer les concentrations dans l'environnement après dilution.) Il s'agit d'une méthode prospective, parce que les nombres-guides servant à la comparaison ne représentent que le meilleur jugement des scientifiques et que la toxicité monospécifique pourrait différer des effets subis par la communauté. Néanmoins, les essais directs sur les milieux récepteurs sont une tactique puissante. Celle-ci a été relativement négligée au Canada, mais les analyses chimiques et les essais toxicologiques sur les sédiments sont de plus en plus utilisés.

- (c) *Enquêtes biologiques dans la communauté réceptrice.* Cette troisième tactique recueille la preuve décisive, dans la véritable communauté vivante, de la véracité des prédictions concernant l'absence ou non d'effet.

On peut utiliser n'importe laquelle de ces approches en premier, en fonction des conditions locales. Dans certains cas, une étude de terrain, sur les organismes vivants, pourrait constituer un début logique au programme — si le relevé ainsi obtenu montrait l'innocuité du rejet, il pourrait être inutile d'effectuer des dosages chimiques ou des essais toxicologiques. Plus probablement, une façon économique d'entreprendre une enquête serait d'utiliser des analyses chimiques ou des essais toxicologiques.

L'évaluation toxicologique qualitative constitue un exemple particulièrement éloquent de combinaison de techniques chimiques et biologiques appliquées à l'enquête toxicologique (§ 4.7).

4.4.1 Triade de la qualité des sédiments

L'utilisation complémentaire des essais toxicologiques, de la surveillance biologique et de la chimie de l'environnement s'applique également bien à l'eau, aux sols et aux sédiments, mais, dans ce dernier cas, on l'a codifiée dans une *triade de la qualité des sédiments* (Chapman, 1986 ; 1990 ; 1996).

Dans cette triade, on étudie les emplacements comme suit : *a*) surveillance des invertébrés benthiques ; *b*) chimie de l'environnement ; *c*) batterie d'essais toxicologiques sur le sédiment entier, l'eau de porosité, les élutriats ou les extraits. On compare les résultats avec des mesures parallèles effectuées en des emplacements de référence proches. On peut aussi condenser les résultats concernant une station polluée par des *quotients par rapport à des valeurs de référence*, c'est-à-dire le résultat de la mesure à l'emplacement d'essai divisé par la valeur correspondante à l'emplacement de référence. Ces quotients peuvent être représentés sur un graphique triaxial, assorti de limites de confiance (Alden, 1992 ; Canfield *et al.*, 1994). On peut aussi présenter les données selon une échelle de 0 (emplacement de référence) à 100 (emplacement le plus pollué), sous forme de triangles

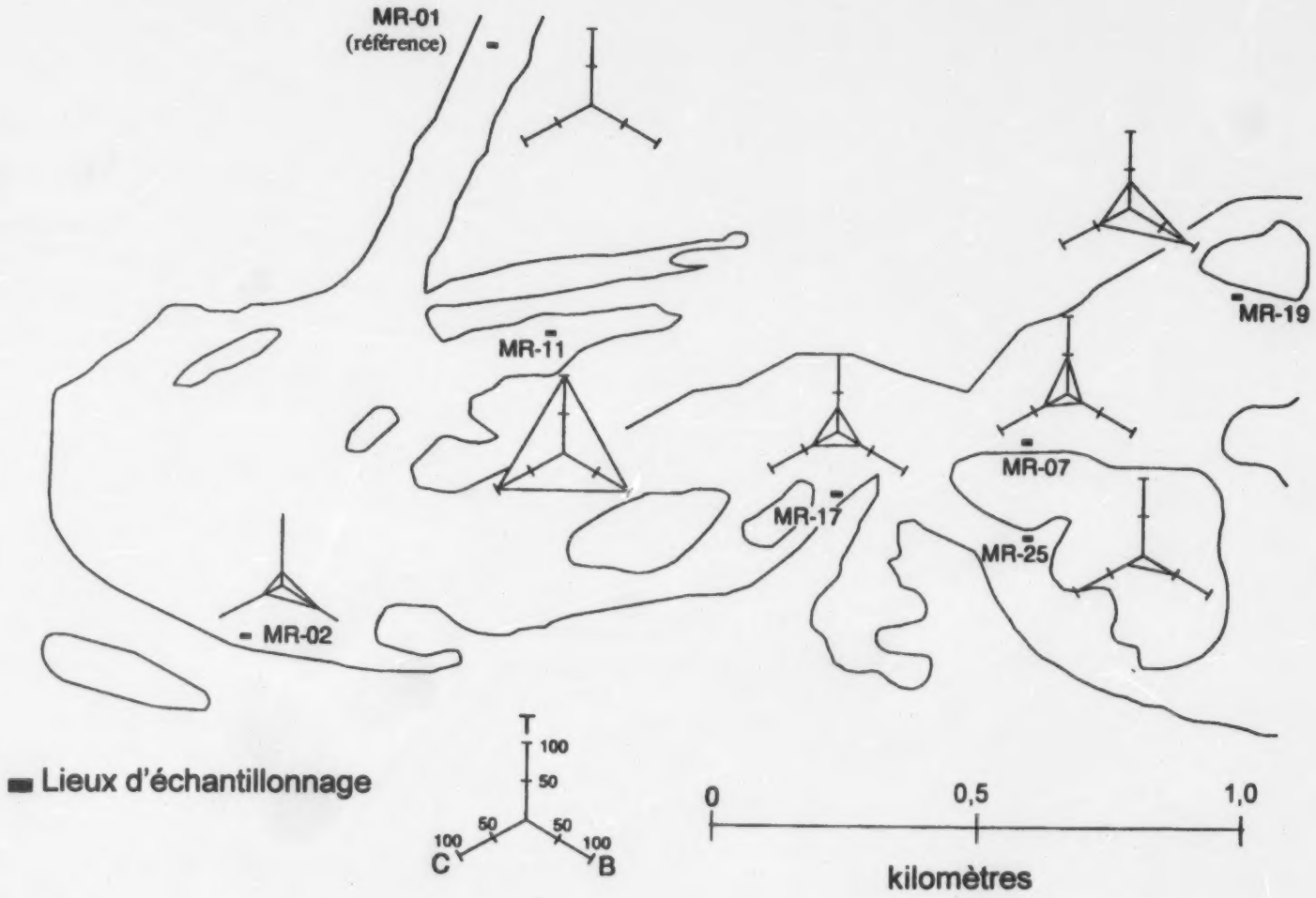


Figure 4. — Emploi des diagrammes triaxiaux pour montrer les résultats de l'application de la triade de qualité des sédiments aux sédiments contaminés par les métaux (Canfield *et al.*, 1994). T, C et B représentent les essais toxicologiques, les analyses chimiques et les relevés biologiques, respectivement. Les échelles vont de 0 (valeur de la référence) à 100 (pire valeur mesurée).

inscrits sur des axes établis à ces échelles (fig. 4). Chapman (1986) ainsi que Chapman *et al.* (1987 ; 1991) en présentent d'autres exemples.

Les méthodes d'interprétation et d'application de la triade de qualité des sédiments ont été assez simples et, dans une certaine mesure, subjectives. On a taxé d'impuissance et d'inintelligibilité les calculs séparés de l'effet dans chacune des trois catégories et l'expression de cet effet sous forme d'indice. Auteurs de ces observations, Green *et al.* (1993) montrent diverses techniques d'analyse statistique multivariée, pour dégager les rapports réciproques et mieux *comprendre* les effets qui s'exercent. Ils font remarquer que, faute d'analyse multivariée, il est fortement à craindre que l'on confonde les gradients naturels existant dans l'environnement et les effets dus à la pollution, et que l'on aboutisse, peut-être, à de fausses conclusions. Les méthodes d'interprétation des données issues d'une triade s'améliorent, et Chapman (1996) donne des exemples des avantages de l'analyse et des présentations multivariées sur les diagrammes triangulaires relativement simplistes.

Les trois facettes de la triade de qualité des sédiments pourraient ne pas toujours être également révélatrices : ce serait signe d'une situation complexe méritant enquête approfondie. Les différents axes du graphique pourraient ne pas être égaux, parce qu'ils mesurent des choses très différentes et possèdent des buts et des sensibilités différents.

Le tableau 4 pourrait aider à interpréter différentes combinaisons de réponses pour la triade. Les mêmes interprétations devraient être utiles à l'évaluation de tout milieu (eau, sédiment ou sol).

L'évaluation des sédiments contaminés, près de trois mines canadiennes, a montré la puissance d'interprétation de l'approche triadique. On a quantifié les corrélations entre les caractéristiques chimiques et la toxicité des sédiments, entre les caractéristiques chimiques et la communauté benthique et entre la toxicité des sédiments et la communauté benthique. L'évaluation a utilisé l'analyse en composantes principales et les coefficients de corrélation multiple entre les variables dites composantes principales. Pour deux des mines, les corrélations ont été significatives pour les trois comparaisons. La toxicité des sédiments a semblé étroitement reliée à l'assimilabilité des métaux, tandis que la communauté benthique semblait réagir en partie aux modifications de l'habitat physique. Pour la troisième mine, les corrélations étaient uniquement faibles. D'après l'analyse, la forte teneur des sédiments en métaux n'était pas facilement assimilable par les invertébrés benthiques (ÉTIMA, 1998a).

4.5 Indices de toxicité

Repères

- *L'indice de toxicité condense dans un nombre unique les résultats de plusieurs essais toxicologiques différents. Il constitue une évaluation de la toxicité de l'échantillon.*
- *Aucune règle n'a été fixée pour concevoir les indices de toxicité, mais les décisions prises quant au plan de l'expérience mettront en évidence au moins un aspect des essais.*
- *Le BEEP (barème d'effets écotoxiques potentiels) sert, dans le cadre du plan d'action Saint-Laurent, à classer les effluents industriels selon les résultats de quatre essais toxicologiques.*
- *Comme tout indice de toxicité comporte une perte d'information, il faut l'utiliser avec précaution.*

On utilise depuis plusieurs décennies des indices de qualité de l'eau fondés uniquement sur des paramètres *physico-chimiques*. Un exemple est l'approche qu'a proposée Inhaber (1975) pour le Canada. Habituellement, l'indice attribue un pointage à une variable (p. ex. le pH ou la concentration de métaux) par rapport à des nombres-guides reconnus de qualité de l'eau. On combine ensuite chaque pointage, par sommation ou établissement d'une moyenne, qui sert de mesure pratique de la qualité globale de l'eau.

Les indices « chimiques » conservent un grand attrait, parce qu'il est facile d'en appréhender la valeur unique. Cependant, ils pourraient parfois être trompeurs. Un indice pourrait englober une douzaine de mesures procurant une évaluation raisonnable de pollutions ordinaires (Prati *et al.*, 1971), mais, dans une situation donnée, il pourrait être inadéquat, faute d'englober un toxique important[32].

---

32. L'indice de Prati *et al.* (1971) englobe le pH, la teneur en oxygène, la DBO, la DCO, la consommation de permanganate, les MES, l'ammoniaque, les nitrates, les chlorures, le fer, le manganèse, le surfactif alkyl-benzène-sulfonate (ABS) et le CCE. Il omet ainsi toute une gamme de toxiques subtils et dangereux tels que les

(à suivre...)

Tableau 4. — Interprétation des effets dans la triade de qualité des sédiments (d'après Chapman *et al.*, 1992). L'effet est représenté par le signe + s'il diffère sensiblement de l'état mesuré à l'emplacement de référence. S'il n'en diffère pas, il est représenté par le signe –.

Contamination	Toxicité	Altération de la communauté	Conclusions possibles
+	+	+	Forte indication de dégradation provoquée par la pollution.
–	–	–	Forte indication de l'absence de dégradation provoquée par la pollution.
+	–	–	Contaminants non assimilables.
–	+	–	Présence de substances ou de phénomènes non mesurés susceptibles de provoquer une dégradation.
–	–	+	Dégradation non imputable aux toxiques.
+	+	–	Le système subit le stress de toxiques.
–	+	+	La dégradation est causée par des toxiques non dosés.
+	–	+	Les substances ne sont pas assimilables ou la dégradation n'est pas due à des toxiques.

Un indice de la toxicité qui intégrerait diverses mesures biologiques et physiologiques serait semblablement attrayant. De tels indices sont cependant rares. Au Canada, le BEEP condense des paramètres toxicologiques (v. ci-dessous ainsi que l'annexe B). Un autre indice canadien combine les résultats d'essais toxicologiques et biochimiques ainsi que de numérations microbiennes de l'eau et des sédiments ; il a été utilisé pour la rivière Saint-Jean (Dutka *et al.*, 1988). Une méthode de sélection a été proposée : on tente de calculer l'impact global sur l'environnement, en intégrant dans l'index la quantité rejetée dans l'environnement, la persistance et la bioaccumulation ainsi que la toxicité connue pour des organismes, y compris l'homme (Swanson *et al.*, 1997).

Un précurseur de l'indice de toxicité est l'utilisation commune de tests de classement des échantillons prélevés dans l'environnement ou de classement des lieux dangereux en fonction du degré de toxicité. Ce classement détermine souvent le degré de priorité de l'intervention contre les effluents ou les lieux contaminés les plus toxiques. Dans le cas des échantillons, il peut être rendu compliqué si on a mesuré la toxicité au moyen de plusieurs essais ayant introduit de la variabilité dans le classement. Le fait de condenser les résultats en un indice unique permettrait d'exprimer le danger au moyen d'un seul nombre.

Il n'existe pas de convention établie pour la conception d'un indice de toxicité, mais le présent document renferme des orientations générales.

Un indice fondé sur la somme ou la moyenne des paramètres ultimes de la toxicité est ce qu'il y a de plus simple à mettre au point. On pourrait choisir d'y combiner les résultats d'essais de létalité aiguë et de toxicité sublétale, afin d'englober toute une gamme d'organismes. On pourrait favoriser délibérément l'une de ces catégories, en jouant sur la nature et le nombre des essais ou en multipliant les résultats de l'une des catégories par un coefficient de pondération.

Les indices sont plus faciles à élaborer si on traduit d'abord les mesures de la toxicité en UT. On peut ensuite additionner les valeurs numériques comme on additionne les propriétés chimiques d'un échantillon (§ 4.3.2). On pourrait aussi classer les résultats selon une échelle ordinale (p. ex. de 0 à 10) d'après la gravité observée de l'effet. Si cette approche est plus subjective, elle fait appel à un jugement autorisé qui devrait participer, à un certain point, à l'évaluation de données. L'échelle de classement permet aussi d'inclure dans l'indice toute mesure relative à l'environnement qui pourrait être préjudiciable ou avantageuse.

Dans la construction de l'indice, deux décisions doivent

32. (...suite)
aromatiques polycycliques, les BPC et les dioxines chlorées. Cet indice ne parviendrait même pas à évaluer la pollution par le cuivre et le zinc, fréquente au Canada, sans remaniement en profondeur de ses variables constitutives.

être prises sur la pondération. La première est de considérer, le cas échéant, tel paramètre (p. ex. le résultat d'un essai sur une espèce particulière) comme important et de lui accorder un coefficient de pondération conséquent. La seconde est de déterminer si l'étendue de la réaction (p. ex. le nombre d'essais révélant un effet toxique) importe plus que l'ampleur de l'effet (toxicité manifestée pour une ou plusieurs espèces) ou vice versa.

Le BEEP a été élaboré et est encore utilisé dans le cadre du plan d'action Saint-Laurent pour le classement des effluents industriels (Costan *et al.*, 1993) à partir de quatre essais toxicologiques : mesure de la croissance d'une algue, *SOS-Chromotest* de génotoxicité, luminescence bactérienne et toxicité sublétale pour *Ceriodaphnia*. Des essais sont utilisés avant et après aération de l'échantillon, et d'autres donnent deux paramètres ultimes de mesure, de sorte que l'indice condense 10 résultats. On combine l'évaluation de la toxicité à une mesure du débit de l'effluent, pour exprimer, au moyen d'un simple nombre, le potentiel d'effets biologiques. L'indice vaut normalement entre 0 et 10, et sa méthodologie complète est décrite dans l'annexe B. L'indice favorise délibérément la toxicité sublétale et considère la toxicité plurispécifique comme plus grave qu'une forte toxicité monospécifique (Blaise *et al.*, 1985). Après son utilisation dans le cadre du plan d'action du Fraser, en Colombie-Britannique, on a donné à entendre que sa simplification pourrait être utile pour ce fleuve.

Le Chimiotox élaboré pour le plan d'action Saint-Laurent accompagne le BEEP. Ce n'est pas un indice de la toxicité au sens où on l'entend ici, parce que, de fait, il ne mesure pas la toxicité. On utilise les profils chimiques d'effluents urbains et industriels et des renseignements d'ordre toxicologique pour classer ces effluents quant à leur agressivité pour l'environnement. On multiplie la charge journalière de chaque constituant chimique par un coefficient de toxicité, et la somme des charges toxiques donne le Chimiotox (v. annexe B).

On devrait utiliser avec précaution les indices de toxicité, parce que le calcul d'une valeur synthétique s'accompagne d'une perte d'information. On devrait examiner les résultats de chaque essai ou analyse pour y déceler les valeurs douteuses et les valeurs exceptionnelles qui pourraient fausser l'indice.

4.6 Relations entre la structure et l'activité

Repères

- *Grâce aux relations entre la structure et l'activité (RSA), on peut prévoir la toxicité des composés organiques d'après leurs propriétés physico-chimiques.*
- *La relation qualitative entre la structure et l'activité permet de prévoir la toxicité approximative de certaines molécules, par comparaison de leur structure avec celle de composés semblables.*
- *Les relations quantitatives entre la structure et l'activité (RQSA) sont des équations de régression corrélant les paramètres ultimes de la toxicité et les propriétés physico-chimiques d'une classe de composés. Beaucoup de ces corrélations se fondent sur le coefficient de partage entre l'octanol et l'eau (K_{ow}).*
- *Pour différentes familles de composés, il faut des relations quantitatives différentes.*
- *Les relations entre la structure et l'activité sont une façon d'évaluer les nouvelles molécules que l'on se propose d'utiliser.*

La plupart des substances toxiques doivent passer de l'environnement à l'intérieur de l'organisme pour exercer leur effet nocif à l'intérieur des cellules. Comme les deux processus dépendent de la composition élémentaire et de la structure de la molécule, on peut prédire la toxicité des molécules organiques d'après leurs propriétés physico-chimiques, grâce à l'établissement de *relations entre la structure et l'activité* (RSA). Ces relations trouvent divers emplois.

- **Prédire l'effet de nouvelles molécules mises dans le commerce.** — La fabrication, l'importation et l'utilisation des nouveaux produits chimiques sont réglementées au Canada, aux États-Unis et en Europe. Les RSA donnent, au cours de la période d'examen, une idée du degré de toxicité.
- **Établissement de priorités.** — Sur les dizaines de milliers de substances organiques que l'on fabrique, la plupart ne sont probablement pas très toxiques, mais, également, la toxicité de la plupart n'a pas été évaluée convenablement. Les RSA peuvent servir à classer la priorité des essais.
- **Élaboration de lignes directrices préliminaires sur la qualité de l'eau.** — Fautes de renseignements toxicologiques, les RSA peuvent servir à estimer les seuils probables d'action toxique dans les eaux de surface.
- **Estimation rapide des lacunes dans les données**

toxicologiques. — Grâce aux RSA, on peut estimer rapidement la toxicité, quand le temps manque pour un essai (p. ex. en cas de déversement).

- **Essais servant de guides.** — La prévision de la toxicité par les RSA pourrait améliorer l'efficacité des essais ou même réduire le nombre d'essais exigés. On pourrait déterminer les intervalles optimaux des concentrations dans les essais. Si plusieurs substances étaient proposées pour un usage commercial particulier, les RSA pourraient indiquer les moins toxiques, ce qui réduirait la nécessité d'une présélection coûteuse. La RSA pourrait indiquer que la CL 50 d'une substance excède sa solubilité : en conséquence, les efforts pourraient aller surtout aux essais de toxicité sublétale. Si la toxicité mesurée était beaucoup plus grande que prévu, on devrait vérifier les conditions de l'essai, pour y déceler des anomalies ou, encore, on devrait examiner le caractère raisonnable de la RSA.

4.6.1 Types de relations entre la structure et l'activité

L'approche la plus simple est l'emploi de *RSA qualitatives*. On peut prévoir la toxicité d'un composé n'ayant fait l'objet d'aucun essai par comparaison avec d'autres composés semblables. Par exemple, si tous les alcools d'un groupe particulier se révélaient toxiques pour les poissons à des concentrations supérieures à 100 mg/L, on pourrait prévoir qu'un nouvel alcool, de structure semblable, serait toxique dans la même gamme de concentrations. On peut utiliser le composé homologue le plus apparenté à une molécule non éprouvée ou les deux homologues possédant des caractéristiques encadrant celles de cette dernière pour en prévoir la toxicité, si les propriétés physico-chimiques habituelles sont mal corrélées avec la toxicité (Nabholz *et al.*, 1993).

La RSA qualitative peut parfois servir à dépister les composés possédant une toxicité probable si faible qu'il serait inutile d'effectuer des essais toxicologiques. À l'opposé, elle peut servir à identifier des composés probablement toxiques. Cependant, ce n'est pas un prédicteur fiable du pouvoir toxique parce que des modifications mineures de structure peuvent influer énormément sur la toxicité. On fait mieux de limiter les prédictions aux substances différant à peine d'autres composés, par exemple par l'ajout ou la suppression d'un monomère (groupe méthyle, p. ex.) à un polymère à longue chaîne.

Les *relations quantitatives entre la structure et l'activité* (RQSA) sont des équations de régression reliant les paramètres toxicologiques (CL 50 aiguës ou CI 50 sublétales ; CE 50 ou CSEO) à diverses propriétés physico-chimiques (hydrophobicité, propriétés électroniques telles que la constante diélectrique et le potentiel d'ionisation, propriétés stériques telles que le volume molaire et la surface spécifique [OCDE, 1992a]).

On a déterminé un grand nombre de ces relations quantitatives pour les milieux aquatiques, en raison de l'ampleur de la base de données et de la simplicité relative de la quantification de l'assimilabilité. On a aussi élaboré des RQSA pour la faune terrestre, à partir des doses orales ou inhalées classiques. On travaille actuellement à des RQSA pour les sédiments et les sols (Van Gestel et Ma, 1993), parfois suivant les principes utilisés pour la détermination des RQSA en milieu aquatique.

Par la *régression linéaire* — simple ou multiple — de la CL 50 ou d'un autre paramètre sur une ou des propriétés physico-chimiques des substances d'une catégorie donnée (p. ex. les phénols), on mesurerait, idéalement, la toxicité avec une espèce et un paramètre de mesure dans des conditions identiques, bien que cela ne soit pas toujours possible. La toxicité s'exprime en mol/L, pour faire abstraction de la masse moléculaire, tandis que l'on transforme en logarithmes (linéarisation) les valeurs des paramètres de mesure. On utilise les techniques statistiques ordinaires telles que la méthode des moindres carrés.

Une deuxième façon de trouver des RQSA est de partir de la toxicité fondamentale de l'isologue le plus simple, puis d'ajouter la contribution de chaque isologue substituant (NH_2, CH_3, OH, etc.), à la toxicité déterminée par régressions multiples sur un grand nombre de composés. Cela a été effectué pour 105 dérivés substitués du benzène (Hall *et al.*, 1989).

Le paramètre de loin le plus souvent utilisé pour déterminer les RQSA est valide pour certaines molécules organiques, mais non les minérales. C'est le *coefficient de partage entre l'octanol et l'eau* (K_{oe} ou P_{oct}), excellent prédicteur de la tendance d'un composé à s'accumuler dans les organismes (Veith *et al.*, 1979). Il décrit le partage, à l'équilibre, d'une substance entre l'octanol (solvant non polaire) et l'eau (solvant polaire), donc la tendance de la substance à se retrouver dans les lipides des membranes cellulaires plutôt que de rester dans l'eau. Les composés hydrophobes, à K_{oe} élevé, tendent à migrer dans les graisses et les lipides des tissus et à s'y accumuler, provoquant des effets toxiques (Bertelsen

et al., 1998). On exprime généralement ce coefficient sous forme logarithmique, et l'intervalle des composés organiques les plus biologiquement actifs va de -5 à +6, bien que les valeurs supérieures à +8 soient possibles. La notion est discutée plus en profondeur dans le § 6.4.

Il faut déterminer différentes RQSA pour différentes catégories de molécules, selon leurs caractéristiques physico-chimiques ou leur mode d'action. Le mode d'action possède de solides assises dans la théorie de la toxicologie, mais, souvent, il est mal compris (OCDE, 1992a). Parmi les modes actuellement reconnus, mentionnons la narcose, l'interférence dans le métabolisme énergétique (découplage respiratoire), l'interférence dans le fonctionnement du système nerveux (inhibition de l'acétylcholinestérase) et l'irritation des voies respiratoires (McKim *et al.*, 1987).

4.6.2 Modèles de la narcose et autres modèles

Les narcotiques constituent la catégorie la plus nombreuse de toxiques organiques et on a élaboré à leur égard la plus grande série de RQSA. La narcose se définit comme un ralentissement général des fonctions physiologiques, causé par une substance organique. Réversible, elle est considérée comme un effet à l'état de base, qui n'est pas causé par des éléments (p. ex. le chlore) ou des structures (p. ex. cycles benzéniques) chimiques précises (OCDE, 1992a). Cette absence de spécificité explique pourquoi K_{oe} permet, à lui seul, de bien prévoir la toxicité provoquée par des concentrations externes [33]. En principe, tout composé organique peut être narcotique, mais cette catégorie englobe les hydrocarbures aliphatiques, aromatiques et chlorés, les alcools, les éthers, les cétones, les acides et les bases faibles et certains composés aliphatiques nitrosés (Veith *et al.*, 1983). L'OCDE (1995a) décrit et énumère cinq catégories de substances selon leur action, en commençant par les narcotiques et en présentant des tableaux chiffrés de leurs RQSA.

Voici un exemple de RQSA pour les narcotiques :

$$log\ 1/C = A\ log\ K_{oe} + B$$

où : C est la CL 50 ou un autre effet mesuré ;
A et B sont des constantes de la relation linéaire.

Un exemple simple et net d'une excellente RQSA est présenté dans la figure 5, pour une série d'alcools.

Le tableau 5 montre d'autres exemples d'effets narcotiques sur le poisson, dont les équations révèlent des similitudes et des différences. Les valeurs de A varient normalement autour de 1 ; celles de B sont d'environ 1,0 à 1,5, pour ce qui concerne la létalité, et de 2,0 pour les paramètres de toxicité sublétale (OCDE, 1992a ; Bol *et al.*, 1993a ; 1993b).

On peut accéder à beaucoup d'autres listes de RQSA, principalement grâce au programme ECOSAR, sur disquette, donnant 100 RSA pour 40 catégories de substances chimiques (p. ex. 4 de ces catégories sont réservées à des surfactifs) [USEPA, 1994c].

Pour ce qui concerne les organismes du sol, on élabore aussi des RQSA à partir du coefficient de partage entre les lipides et l'eau (Van Gestel et Ma, 1993). Dans ce cas aussi, cette caractéristique est utile dans le cas des substances organiques, y compris certains complexes organométalliques tels que le méthylmercure. L'hypothèse de base est que les substances toxiques passent de la solution (dans l'eau de porosité des sols) aux organismes, comme dans les milieux aquatiques. La tendance à se combiner aux particules de sol ou à passer dans la solution de sol est aussi une fonction de K_{oe} (v. § 4.11.3). Le même principe s'applique aux substances présentes dans les sédiments.

Les substances agissant par l'intermédiaire d'un mécanisme toxique précis sont incontestablement plus toxiques que les narcotiques. On peut les reconnaître par l'écart entre leurs RQSA et les relations calculées pour les narcotiques (Ikemoto *et al.*, 1992), écart désigné par l'expression « toxicité excédentaire » (*excess toxicity*) [Nabholz *et al.*, 1993] et traduisant la nécessité d'une RQSA plus spécifique.

Les RQSA des substances non narcotiques sont moins connues, mais les relations dégagées sont généralement fondées sur les groupes homologues de substances chimiques plutôt que sur les modes communs d'action. Les Pays-Bas subdivisent les non-narcotiques en quatre catégories pour l'évaluation du danger : les composés phénoliques ; les substances réactives ; les substances à

33. Cette relation permet aussi de prédire que, dans les organismes intoxiqués, les concentrations molaires devraient être semblables pour tous les narcotiques. Très utile pour prévoir la toxicité, cette propriété devrait aussi aider à expliquer la quasi-additivité de l'action commune de narcotiques (McCarty *et al.*, 1992 ; McCarty et Mackay, 1993 ; v. § 6.4).

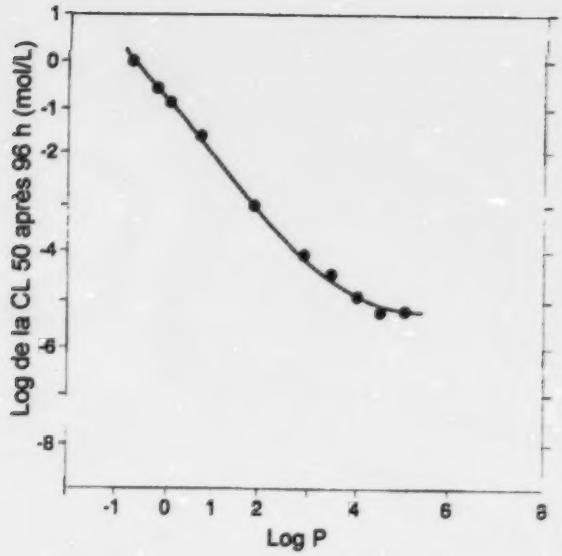


Figure 5. — Relation quantitative entre la structure et l'activité des alcools aliphatiques. Les CL 50 après 96 h pour le tête-de-boule sont reliées au coefficient de partage entre l'octanol et l'eau (P). Adapté de Veith *et al.* (1983).

action spécifique ; les autres, non classés. Les seuils des substances des deux premières catégories sont prédits avec des coefficients d'extrapolation. Les seuils des substances à action spécifique et des inclassables n'ont pas été prédits (Verhaar *et al.*, 1992).

4.6.3 Utilisation des relations entre la structure et l'activité

Au Canada, les substances chimiques nouvelles sont régies par la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE). Promulgué sous le régime de la LCPE, le *Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles* exige de leurs fabricants qu'ils fournissent des données toxicologiques sur ces dernières. Au besoin, les RSA pourraient remplacer les données expérimentales (v. § 5.7).

En Europe, la CEE commence à employer les RSA pour évaluer le danger que présentent les substances nouvelles (Bol *et al.*, 1993a). En son nom, les Pays-Bas ont pris l'initiative de les utiliser pour aider à fixer des critères de qualité de l'environnement (Verhaar *et al.*, 1992 ; Bol *et al.*, 1993a).

Aux États-Unis, l'USEPA, qui dispose de 90 jours pour examiner les substances nouvelles avant leur mise en marché, a ainsi examiné quelque 26 000 composés depuis 1979. Les RQSA sont systématiquement utilisées dans la prédiction rapide de la toxicité en milieu aquatique (programme dont Zeeman [1995] a fait la synthèse). L'USEPA a déterminé les RQSA pour toutes les substances commerciales nouvelles évaluées depuis 1981 et dispose d'environ 300 RQSA pour quelque 100 catégories de composés, la plupart du temps fondées sur K_{ow} et la masse moléculaire. Beaucoup de RQSA sont accessibles sur disquette informatique (USEPA, 1994c).

L'exactitude communément visée pour les prévisions fondées sur les RQSA est que celles-ci ne soient pas éloignées des résultats de laboratoire de plus d'un ordre de grandeur. Nabholz *et al.* (1993) ont constaté que les prévisions ont atteint cet objectif pour 85 % des 920 paramètres de mesure de 462 substances chimiques ; la toxicité a été surestimée dans 9 % des cas et sous-estimée dans 6 %. La CEE a vérifié les RQSA de l'USEPA à l'égard de 130 composés organiques ; 77 % des prédictions concernant le poisson, et 67 % des prédictions relatives à *Daphnia* coïncidaient avec les résultats expérimentaux par un facteur d'au plus 5 (USEPA et CEE, 1993).

Décider de la meilleure RQSA pour une application donnée exige un jugement averti, fondé sur la connaissance de la chimie organique. L'affectation des substances chimiques à la catégorie convenable est l'une des plus grandes causes d'incertitude dans l'emploi des RQSA (OCDE, 1992a ; USEPA et CEE, 1993). Même le

programme informatisé ECOSAR exige une connaissance consommée de la toxicologie et de la chimie organique (USEPA, 1994c). Une tendance se dessine vers l'établissement d'une RQSA confirmée et fondée sur une base élargie, pour chaque paramètre ultime de chaque catégorie de substances chimiques, qui servirait ensuite à toutes les évaluations toxicologiques.

Les RQSA constituent un champ très fertile de recherche. Lipnick (1995) en a donné une synthèse docte et excellente, récemment, et l'on trouve des synthèses quelque peu antérieures dans Tosato *et al.* (1990) ainsi que dans une série de communications d'un colloque, publiée sous la direction d'Elzerman (1992).

4.7 Évaluation qualitative et réduction de la toxicité

Repères

- *L'évaluation qualitative de la toxicité permet de déterminer le ou les constituants toxiques d'un mélange. On commence par traiter l'échantillon par des procédés physiques et chimiques pour isoler les fractions chimiques. Des essais toxicologiques avant et après chaque manipulation permettent de déterminer les fractions toxiques et orientent l'analyse chimique ultérieure. de l'étape II. À l'étape III, on vérifie les résultats des deux étapes antérieures à l'aide de diverses techniques.*
- *Parmi les traitements possibles, mentionnons l'aération, la filtration, la chélation des métaux, la réduction des oxydants, le réglage du pH et l'extraction en phase solide. Une tactique fondamentale consiste à séparer le toxique dominant, puis à rechercher les autres. On adaptera ce mode opératoire général à l'échantillon particulier.*
- *On peut appliquer l'évaluation qualitative de la toxicité à tout milieu, mais les méthodes qui s'appliquent aux sols et aux sédiments en sont encore à l'étape de la mise au point.*
- *L'évaluation de la réduction de la toxicité est semblable, mais elle insiste sur la découverte de méthodes convenables de traitement des déchets.*

Aux États-Unis, on a mis au point un ensemble officiel de méthodes visant à isoler systématiquement et à identifier le ou les constituants toxiques d'un mélange, à l'aide d'épreuves chimiques et d'essais toxicologiques (USEPA, 1989a ; 1989b ; 1991c ; 1991d ; 1996). Cet ensemble de méthodes, désormais généralement utilisé, est habituellement connu des Anglo-Saxons sous l'appellation de *Toxicity Identification Evaluation*, à laquelle certains d'entre eux reprochent sa redondance et sa construction grammaticalement douteuse. Les méthodes valent pour tout mélange complexe : effluent industriel, eau de surface, eau de porosité d'un sédiment ou lixiviat de déchets dangereux (Norberg-King *et al.*, 1991 ; Kszos *et al.*, 1992). Un excellent exemple d'application des méthodes à un effluent urbain est fourni par Ankley et Burkhard (1992).

On soumet un échantillon à un ensemble logique de manipulations physico-chimiques, et, à la lumière du pouvoir toxique avant et après chaque traitement, on identifie les fractions toxiques, ce qui oriente les analyses chimiques. L'identification des toxiques est efficiente, parce que les analyses chimiques ne portent que sur les fractions qui se révèlent toxiques et elles portent uniquement sur les types de substances susceptibles d'être trouvées. Un avertissement, cependant, des firmes-conseils canadiennes : l'analyse qualitative complète de la toxicité peut parfois prendre énormément de temps et être très coûteuse, tout en risquant de donner des résultats équivoques ou, de fait, stériles (toxique[s] non identifié[s]).

L'analyse qualitative standard de la toxicité comprend trois étapes. Dans la première (*caractérisation initiale*), on soumet des parties aliquotes de l'échantillon à une série de manipulations simples (branche médiane de la figure 6) qui pourraient comprendre l'aération, la filtration, la chélation des métaux avec l'EDTA, la réduction des oxydants ou la complexation avec le thiosulfate de sodium, le réglage du pH ou l'extraction en phase solide, dans laquelle les fractions sont liées à une matrice organique puis éluées à l'aide de méthanol. Après chaque manipulation, on mesure la toxicité de la partie aliquote ou d'une fraction de cette dernière, à l'aide d'essais simples, et l'on compare les résultats à la toxicité d'origine. Chaque étape de la marche à suivre devrait permettre le traitement ou la séparation sans ambiguïté d'une catégorie de toxiques potentiels.

Si la cause de la toxicité n'est pas clairement déterminée à l'aide de cette première série de manipulations, on pourrait, dans une deuxième série, répéter les séparations sur des sous-échantillons que l'on aura rendus acides (pH 3, branche de gauche de la figure 6) ou basiques (pH 10, branche de droite), pour modifier l'état, la solubilité ou la réactivité chimique des constituants.

Tableau 5. — Exemples de rapports quantitatifs entre la structure et l'activité (RQSA) de certaines catégories de substances chimiques (d'après Suter, 1993)

Paramètre de mesure	Équation
Substances organiques neutres	
CL 50 apr. 96 h, poissons dulcicoles	$\log CL\ 50 = -0{,}94 \log K_{oe} + 0{,}94\ [\log (0{,}000\ 068\ K_{oe}) + 1] - 1{,}25$
CL 50 apr. 14 j, poissons dulcicoles	$\log (1/CL\ 50) = 0{,}871 \log K_{oe} - 4{,}87$
CL 50 apr. 96 h, poissons marins	$\log (1/CL\ 50) = 0{,}73 \log K_{oe} - 3{,}69$
CL 50 apr. 48 h, daphnies	$\log (1/CL\ 50) = 0{,}91 \log K_{oe} - 4{,}72$
CL 50 apr. 96 h, mysidés	$\log (1/CL\ 50) = 1{,}25 \log K_{oe} - 4{,}83$
CL 50 apr. 16 j, daphnies	$\log (1/CL\ 50) = 0{,}64 \log K_{oe} - 3{,}27$
CE 50 apr. 16 j, daphnies	$\log (1/CL\ 50) = 0{,}72 \log K_{oe} - 3{,}05$
CE 50 apr. 3 h, algues vertes	$\log (1/CL\ 50) = 8{,}865 - 1{,}0446 \log K_{oe}$
Aldéhydes	
CL 50 apr. 96 h, poissons dulcicoles	$\log CL\ 50 = 0{,}4487 \log K_{oe} - 3{,}314$
Anilines	
CL 50 apr. 14 j, poissons dulcicoles	$\log (1/CL\ 50) = 0{,}988 \log K_{oe} - 4{,}02$
Carbamates	
CSEO apr. 48 h, stades des oursins	$\log CSEO = 3{,}509 - 0{,}7174 \log K_{oe}$
Esters	
CL 50 apr. 96 h, poissons dulcicoles	$\log CL\ 50 = -0{,}535 \log K_{oe} - 2{,}75$
Phosphates	
CL 50 apr. 96 h, poissons dulcicoles	$\log CL\ 50 = 2{,}9305 - 0{,}5178 \log K_{oe}$
Phénols chlorés	
CL 50 apr. 96 h, poissons dulcicoles	$\log (1/CL\ 50) = 0{,}75 \log K_{oe} - 3{,}51$ [à pH 6,1]
CL 50 apr. 96 h, poissons dulcicoles	$\log (1/CL\ 50) = 0{,}58 \log K_{oe} - 3{,}20$ [à pH 7,3]
CL 50 apr. 96 h, poissons dulcicoles	$\log (1/CL\ 50) = 0{,}46 \log K_{oe} - 3{,}04$ [à pH 7,8]
Phénols substitués	
CL 50 apr. 96 h, poissons dulcicoles	$\log (1/CL\ 50) = 0{,}73 \log K_{oe} - 0{,}61$ [à pH 6,0]
CL 50 apr. 96 h, poissons dulcicoles	$\log (1/CL\ 50) = 0{,}61 \log K_{oe} - 0{,}38$ [à pH 7,0]

À l'étape I, on devrait avoir une idée de la nature des constituants toxiques (p. ex. métaux ou substances organiques). À l'étape II (*identification*), on applique les dosages chimiques et les essais toxicologiques convenables à l'identification des toxiques présents. À l'étape III (*confirmation*), on détermine si les constatations des deux étapes antérieures peuvent être étayées. On peut utiliser une ou plusieurs techniques telles que l'analyse des unités de toxicité ou l'ajout de concentrations convenables de toxiques identifiés, pour voir si la toxicité d'origine est reconstituée.

Dans l'évaluation qualitative de la toxicité, la sensibilité et l'emploi d'un petit volume d'échantillon sont d'importants critères du choix des espèces et des méthodes qui serviront aux essais. On devrait utiliser au moins deux espèces pour les essais initiaux, parce que la tolérance à différentes substances chimiques pourrait varier (Kszos *et al.*, 1992). Tout essai utilisant de petits volumes est acceptable, mais on utilise souvent *Daphnia*, *Ceriodaphnia*, ainsi que des alevins de tête-de-boule. Dans la première étape, on pourrait utiliser des essais

simplifiés, à de multiples concentrations, ou des essais de dépistage sans dilution, parce que la manifestation de la toxicité et son pouvoir relatif importent plus que la précision (Ankley et Burkhard, 1992). Les essais toxicologiques définitifs ont lieu à l'étape III.

Dans l'évaluation qualitative de la toxicité, une première détermination consiste à établir si, dans la substance étudiée, la toxicité est constante. Un effluent variable exigerait probablement plusieurs évaluations. Dans une évaluation qualitative efficace de la toxicité, entrent en jeu trois autres éléments capitaux : 1° on devrait pouvoir adapter librement la marche à suivre générale à la nature de l'échantillon[34] ; 2° il faut éprouver la toxicité avant et après chaque fractionnement ou traitement chimique ; 3° comme les déchets peuvent renfermer plusieurs toxiques, une tactique judicieuse consiste à séparer le toxique dominant le plus complètement possible, pour permettre aux résiduels de produire leur effet et d'être identifiés.

Dans le cadre de l'évaluation qualitative de la toxicité, il est commun, désormais, d'utiliser des essais de toxicité sublétale, bien que les méthodes d'origine aient visé la létalité aiguë. À cette fin, on pourrait utiliser des adaptations rationalisées des essais de la toxicité sublétale aiguë (p. ex. les versions dépouillées des méthodes d'Environnement Canada [1992a, b, c, d]). Pour l'évaluation qualitative de la toxicité d'un effluent urbain, on s'est ainsi inspiré d'essais de fécondation d'oursins, qui n'exigeaient que 40 minutes d'exposition et d'incubation (Bailey *et al.*, 1995). Les marches à suivre de l'étape I pour la détermination du caractère sublétal (USEPA, 1991d) sont semblables aux manipulations pour la détermination du caractère létal, tandis que les étapes II et III sont identiques pour ce qui concerne la létalité. Les manipulations dans un contexte marin comprennent des essais de toxicité létale et sublétale (USEPA, 1996).

L'évaluation qualitative de la toxicité serait efficace pour l'évaluation des lieux contaminés, y compris des sols et des sédiments. Pour les sédiments, des méthodes provisoires d'évaluation qualitative reposent sur la létalité aiguë (USEPA et ACOE, 1994). Une façon de faire, avec les sédiments, consiste à en extraire l'eau de porosité puis à appliquer les méthodes prévues pour les eaux usées (Ankley *et al.*, 1990). Une autre consiste à traiter les sédiments entiers par oxygénation ou par ajout de chélateurs (alun, chlorure ferrique, chaux) pour réduire la biodisponibilité de certains contaminants, puis à appliquer un nouvel essai toxicologique (Krantzberg et Boyd, 1992). Ankley et Schubauer-Berigan (1995) ont fait le point sur les méthodes qualitatives dans les études des sédiments.

Des recherches considérables ont porté sur les sols, mais, pour le moment, aucune méthode n'est acceptée. On commence par éprouver le sol entier, au moyen de vers de terre ou par la germination de semences, puis on extrait les toxiques éventuels, à l'eau ou aux solvants, on applique de nouveau les essais aux fractions solide et liquide, puis on poursuit les séparations.

L'évaluation de la réduction de la toxicité s'intéresse davantage au type de traitement des déchets pour les détoxiquer efficacement. Elle pourrait suivre l'évaluation qualitative de la toxicité ou se faire indépendamment. Il existe des méthodes de détoxication des eaux usées urbaines et industrielles (USEPA, 1988a ;b).

4.8 Caractérisation des effluents en Suède

Repères

- *Une méthode suédoise de caractérisation des effluents industriels et urbains utilise une batterie d'analyses biologiques et chimiques intégrées pour évaluer les effets potentiels sur l'environnement. Elle vise à déterminer le type d'effet, la bioaccumulation et la persistance.*
- *Il existe trois étapes pour ces essais, chacune représentant un niveau plus détaillé et plus perfectionné d'analyse et chacune étant fondée sur les indices fournis par les résultats de l'étape précédente.*

34. La nature et la séquence des manipulations devraient être commandées par l'expérience ou la connaissance de l'échantillon. Si on sait que ce dernier renferme un constituant très toxique, une première manipulation efficace consisterait à séparer ce constituant. Jop *et al.* (1991) ont décrit cette adaptation pour l'effluent d'une usine chimique. La filtration sous pression élimine les MES, puis le barbotage d'azote dans le liquide entraîne les matières organiques volatiles. On élimine l'ammoniaque, soupçonnée d'être le principal toxique, par passage de la fraction strippée sur une résine cationique, du charbon actif ou des argiles capables spécifiquement de se combiner à l'ammoniaque. Les fractions débarrassées de l'ammoniaque étant encore toxiques, on les passe sur une résine XAD, pour fixer les substances organiques que l'on élue ensuite à l'acétone et au chloroforme. On sépare la fraction organique toxique (en des phases acide, basique et neutre), puis la neutre, la plus toxique, en 17 catégories organiques au moyen de la CLHP. L'analyse chimique des fractions permet d'attribuer à certains composés la toxicité observée : l'ammoniaque et un composé organique [le 2-(4-morpholinyl)-benzothiazole].

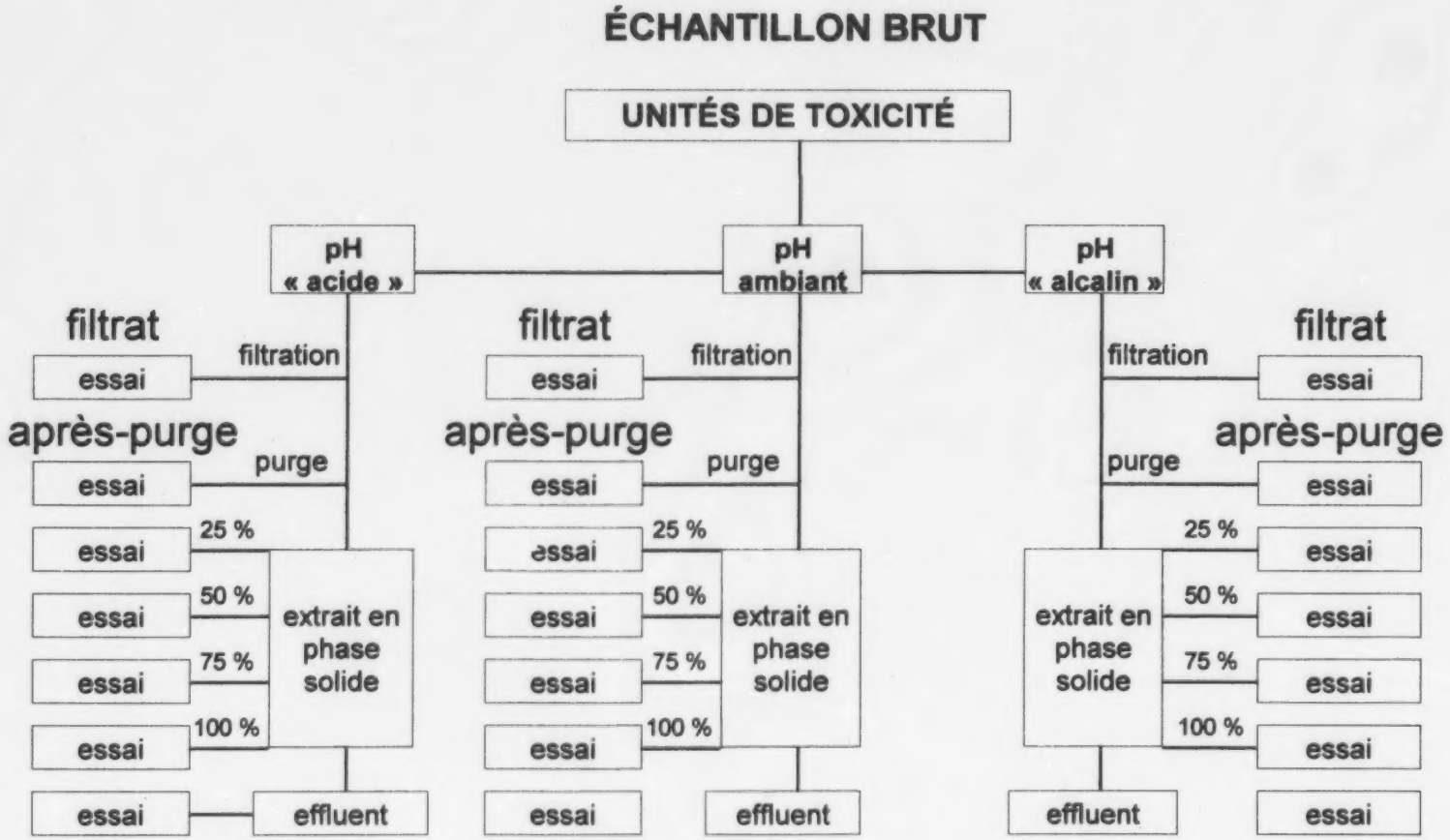


Figure 6. — Séquences des manipulations d'un échantillon à l'étape I de l'évaluation qualitative de la toxicité. On caractérise l'échantillon brut en unités de toxicité. Dans un premier temps, on applique la suite médiane des opérations (à pH « ambiant »). Si elles ne sont pas concluantes, on peut les faire suivre des manipulations en milieu acide ou basique.

Les essais toxicologiques peuvent servir à caractériser les effets éventuels d'une eau usée sur l'environnement, par l'établissement d'un profil de toxicité, un peu de la même façon que l'on établit le profil chimique. En Suède, cette caractérisation utilise une batterie intégrée d'analyses biologiques et chimiques pour évaluer les effluents industriels et urbains (SNV, 1990).

Sous certains aspects, la méthode est semblable aux méthodes américaines d'évaluation qualitative de la toxicité décrites dans le paragraphe précédent, puisque l'un de ses objectifs est d'identifier le type de toxique. Sous d'autres aspects, les deux groupes de méthodes diffèrent. Les méthodes américaines sont faites expressément pour les eaux usées faisant problème, pour que l'on puisse concevoir un traitement efficace. Le programme suédois est plus orienté vers la caractérisation des effluents nouveaux ou inconnus, afin de prévoir et de prévenir les problèmes.

La méthode suédoise mesure les effets biologiques et pourrait se poursuivre par des épreuves chimiques, pour évaluer le degré de toxicité, la résistance à la biodégradation et la bioaccumulation. On compte trois étapes dans les essais, et l'enquête passe au niveau suivant, plus détaillé, si les résultats montrent la nécessité de poursuivre l'étude.

Premier dépistage effectué sur l'eau usée, le stade I utilise une batterie fixe de tests chimiques et biologiques. Les essais toxicologiques comprennent ordinairement la détermination de la CL 50 pour un poisson, de la CL 50 ou de la CE 50 pour un crustacé et un essai de croissance ou reproduction d'une algue. On évalue la dégradabilité par la DCO ou la DBO, selon la méthode normalisée, qui est utile pour les composés organiques, mais évidemment pas pour certaines substances telles que les métaux. De même, on estime la bioaccumulation des substances organiques par la lipophilie des extraits, déterminée par chromatographie sur couche mince. Certaines épreuves chimiques normalisées permettent de caractériser l'effluent en fonction de constituants toxiques communs.

Au stade II on passe aux épreuves plus sensibles, qui visent à évaluer les effets après dilution. Les essais de toxicité sublétale pourraient concerner la croissance et la survie d'alevins, la reproduction d'invertébrés et d'algues, des effets physiologiques ou la génotoxicité. On choisit un ou deux de ces essais selon la nature de la toxicité observée au stade I. L'analyse chimique complexe procède selon le ou les problèmes soupçonnés.

Au stade III, on cherche à vérifier les liens causaux entre les effets biologiques observés et les constituants chimiques identifiés. On peut utiliser diverses techniques, dont le choix dépend fortement des résultats antérieurs. Le volet biologique pourrait s'intéresser aux modifications morphologiques et physiologiques observées chez des organismes captifs ou sauvages. On pourrait mesurer la bioaccumulation chez le poisson du lieu étudié. Pour ce qui concerne particulièrement les composés organiques, on réunit les données toxicologiques à l'information sur la dégradabilité, la bioaccumulation et la composition chimique pour décider si l'on doit accorder ou renouveler les permis de rejeter et décider de quelles restrictions on doit les assortir (SNV, 1990). Toute cette démarche vise à graduer logiquement l'effort et l'accumulation de renseignements pertinents, en utilisant les principes solides de l'enquête scientifique.

4.9 Ensembles troublants de résultats

Repères

- *Les résultats inhabituels des essais toxicologiques peuvent être dus à l'une ou à plusieurs des causes suivantes : stimulation à faibles concentrations (hormèse) ; relation superficielle ; effet en gradin ; inversion de l'effet en fonction de la concentration ; variabilité importante ; faible variabilité entre les répétitions ; choix de la mauvaise gamme de concentrations ; concentrations non constantes ; données manquantes ; erreur de l'opérateur.*

- *On recommande l'examen systématique de l'essai sur les points suivants, plus particulièrement si les résultats de l'essai sont incohérents ; (1) état complet du rapport ; (2) relations entre l'effet et la concentration ; (3) renseignements expérimentaux connexes ; (4) information sur la maîtrise de la qualité ; (5) le caractère raisonnable des constatations sur la substance d'essai et les conditions dans lesquelles ce dernier a eu lieu.*

Les essais toxicologiques utilisent des organismes ou des systèmes vivants qui, intrinsèquement variables, pourraient parfois éloigner les résultats des courbes typiques de la relation entre la concentration et la réponse, même si l'on a adhéré à une méthode rigoureuse de maîtrise de la qualité. Les méthodes précisent habituellement les critères de validité des essais et la précision exigée d'eux (v. § 3.2, 3.3), mais des résultats

inhabituels peuvent découler d'essais satisfaisant aux critères. Dans le présent paragraphe, on donne des exemples de résultats inhabituels et on donne des indications générales sur la conduite à tenir à leur égard. Des problèmes semblables sont survenus pendant une enquête sur 3 000 essais toxicologiques d'effluents liquides (WSDOE, 1998), relativement à des approches suivies aux États-Unis et dans l'État de Washington (WSDOE, 1997).

On ne donne pas ici de conseils détaillés sur l'analyse statistique des données irrégulières, mais le chercheur pourrait consulter des statisticiens bien au fait de la toxicologie, des collègues ou, dans les textes, des publications convenables en statistique comme Newman (1995) ou un guide d'Environnement Canada (EC, en préparation, a).

4.9.1 Anomalies possibles dans les ensembles de données

La présente section porte sur les effets sublétaux ; les § 4.9.1 et 5.6.3 décrivent les variations observées dans les courbes de toxicité des essais de toxicité létale. La figure 7 montre quatre aberrations possibles des essais de toxicité sublétale, qui pourraient représenter l'inhibition de la croissance par rapport à celle du témoin ou un autre effet semblable. L'expérience aurait pu chercher à estimer la CI 25. Le trait plein de chaque graphique représente les résultats idéalisés, peu variables.

Stimulation ou hormèse. — La substance exerce un effet légèrement stimulant, à faible concentration (fig. 7A). Cela n'est pas inhabituel dans les essais de mesure des effets sublétaux, et les causes en sont rarement évidentes (synthèse de Stebbing, 1982). Pour l'analyse, il n'existe pas de solution entièrement satisfaisante. Le seul fait d'ajuster la courbe pour estimer la CI 25 pourrait, manifestement, mener à une valeur supérieure à celle qui existerait en l'absence d'hormèse. L'estimation de la CI 25 par les programmes informatiques habituels du commerce donnerait une valeur plus faible (c'est-à-dire que l'échantillon serait considéré comme plus toxique), parce que les programmes corrigent la réponse des témoins en la majorant. L'estimation de la CSEO (absence d'écart significatif par rapport au témoin) pourrait être déplacée vers le haut par l'interaction entre la stimulation et la dépression de la réponse (p. ex. croissance). Faute de méthode normalisée de correction de l'hormèse, on poursuit habituellement l'analyse sans en modifier la méthode. On pourrait omettre les concentrations inférieures anormales (les stimulantes). Si l'hormèse, prononcée, concerne plusieurs concentrations faibles, il pourrait être impossible d'analyser les résultats pour déterminer l'effet toxicologique.

Relations superficielles entre l'effet et la concentration. — Cette relation n'est affectée d'aucune irrégularité fondamentale, si ce n'est qu'il faut une variation très importante de la concentration pour provoquer une modification appréciable de l'effet (fig. 7B). Le phénomène serait inhabituel. Rien n'empêche l'application de méthodes ordinaires d'analyse à l'exemple montré dans le graphique B, mais le rapport devrait attirer l'attention sur les proportions inhabituelles entre la dose et l'effet ainsi que sur la valeur contestable des paramètres ultimes calculés.

Dans l'essai, on pourrait ne pas avoir utilisé de concentrations suffisamment faibles, de sorte que les effets ont différé de ceux que l'on a observés chez les témoins à toutes les concentrations. Dans ce cas, on ne pourrait pas calculer la CSEO, mais on pourrait calculer la CI 25, si elle était située entre deux concentrations employées.

Effets en deux temps ou en gradin. — Les résultats hypothétiques représentés dans la figure 7C portent à croire en l'existence de deux modes ou mécanismes de toxicité. L'une montre une relation normale entre la dose et l'effet à faibles concentrations, mais la moitié des organismes semblent indifférents à ce mode d'action, de sorte qu'il n'y a pas d'augmentation de l'effet sur un intervalle médian modéré de concentrations. À des concentrations supérieures, un second mode d'action intervient, révélant une deuxième relation entre la dose et l'effet qui semble normale dans la gamme supérieure de concentrations. Cela serait une constatation tout à fait inhabituelle, mais elle se produit, et l'on devrait la signaler dans tout rapport ultérieur. On pourrait fournir des estimations de la toxicité des deux modes d'action, mais la branche inférieure des concentrations serait l'intervalle important dans un essai de toxicité sublétale.

Inversion de la relation entre l'effet et la concentration. — La toxicité diminue lorsque l'on passe de la concentration minimale aux concentrations médianes, puis elle augmente de façon plus ou moins normale (fig. 7D). Phénomène rare, qui pourrait néanmoins se produire, par hasard, si les organismes en expérience étaient

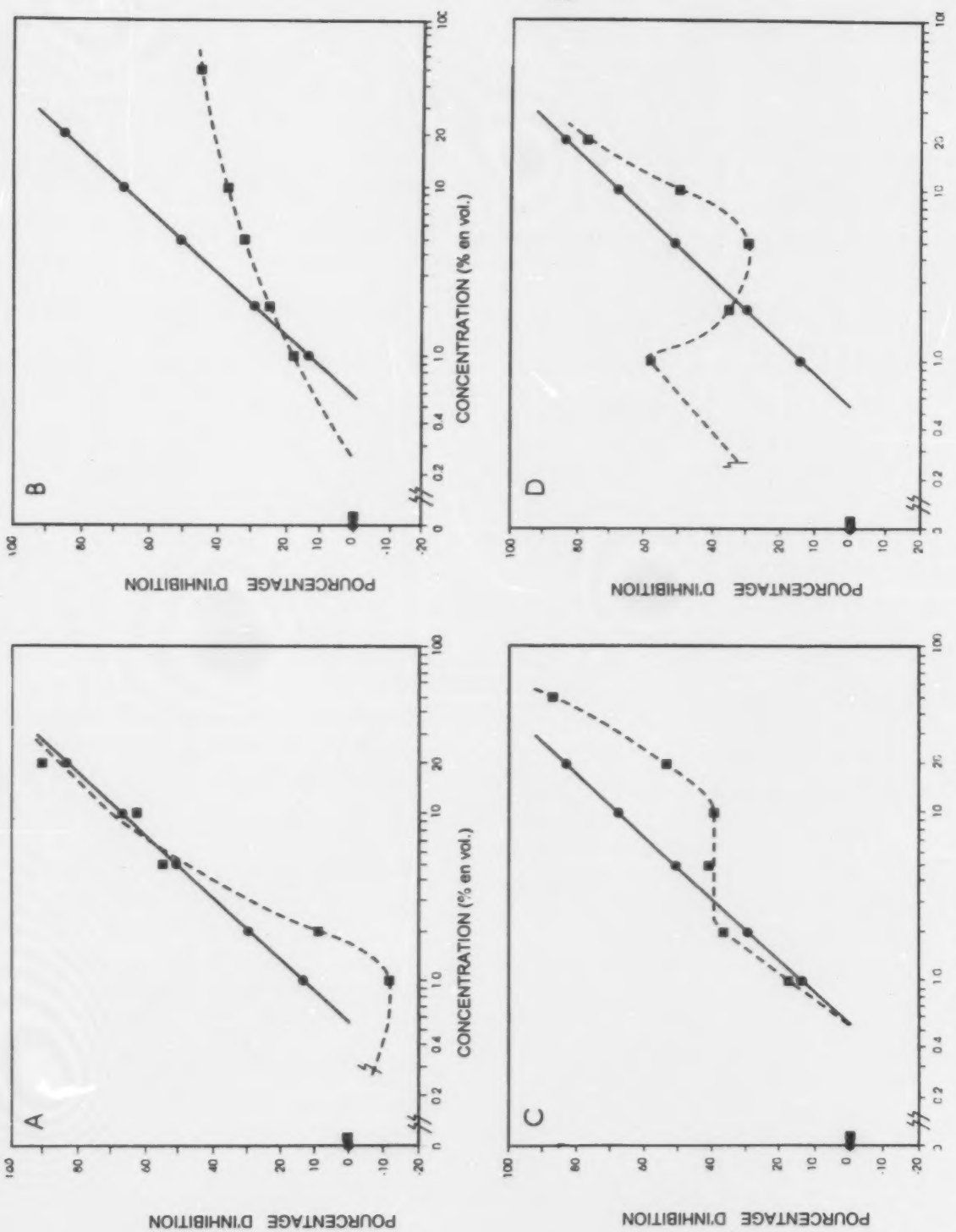


Figure 7. — Courbes inhabituelles de l'effet observé en fonction de la concentration. Le trait plein rectiligne passant par des points circulaires, représente une situation idéalisée du taux d'inhibition d'un paramètre mesurant un effet sublétal, par exemple la croissance. A : Hormèse. B : Effet superficiel. C : Effet biphasique ou gradin révélant deux modes d'action. D : Inversion de l'effet.

extrêmement variables dans leur réaction et si un petit nombre d'entre eux était exposé à chaque concentration. Une cause plus probable du phénomène serait cependant l'existence de gradients dans les conditions chimiques accessoires sur toute la gamme des concentrations, ce qui entraînerait des différences dans la nature chimique

fondamentale de l'échantillon soumis aux essais et dans l'eau de dilution. Par exemple, le pH agit sur la toxicité de nombreuses substances chimiques et il agit de façon particulièrement forte sur la toxicité de l'ammoniaque totale pour le poisson. Quand le pH est basique, l'ion ammonium (NH_4^+) se dissocie en ammoniac (NH_3) non ionisé. Cet ammoniac est très toxique pour le poisson, tandis que l'ion ammonium est peu toxique. L'exemple de la figure 7D pourrait être celui d'un effluent dans lequel la concentration d'ammoniaque totale serait forte, une grande partie de la substance étant présente sous forme d'ion ammonium en raison de la légère acidité de l'effluent. Une eau de dilution de laboratoire bien tamponnée, alcaline, pourrait influer sur le pH de façon à accroître la proportion d'ammoniac à faibles concentrations, suffisamment pour augmenter la toxicité. Un autre exemple constaté dans les laboratoires d'Environnement Canada concerne les eaux d'exhaure, très dures parce qu'elles ont été traitées au carbonate de calcium. Si, pour les besoins de l'expérience, on effectue les dilutions au moyen d'une eau de laboratoire très douce, on peut obtenir une inversion de la courbe parce que les faibles concentrations sont constituée de cette eau douce qui rend les métaux de l'effluent très toxiques.

Grande variabilité des résultats. — Le phénomène ne représente pas nécessairement une anomalie, mais pourrait compliquer l'interprétation. Si le coefficient de variation était supérieur aux 20 à 30 % prévus, cela embrouillerait la détermination du paramètre de mesure, par exemple la CSEO. L'estimation d'une CSEO excessivement élevée est, de fait, un problème de taille, qui survient lorsque les résultats des essais sont variables. Il pourrait y avoir désaccord entre la valeur du paramètre ultime et la variation linéaire des effets avec la concentration. La CIp ou la CEp pourraient être des paramètres ultimes plus représentatifs des données.

Faible variabilité entre les répétitions. — Une faible variabilité est un problème moins fréquent, mais il pourrait résulter d'organismes d'expérience très uniformes, de l'exécution compétente de l'essai ou, en partie, du seul hasard. La variabilité des témoins et celle qui correspond à chaque concentration pourrait être très inférieure au taux normal de 20 %. Si on estime la CSEO par l'analyse de la variance et par des tests de comparaisons multiples, certaines concentrations pourraient différer notablement du témoin, d'une façon inhabituelle ou imprévue. La meilleure solution serait une analyse de régression comme la CIp.

Fourchette non convenable de concentrations. — Ce problème et les trois qui suivront ne sont pas des anomalies des données, mais des difficultés découlant habituellement de pratiques du laboratoire. Les concentrations choisies devraient, à la fin de l'essai, encadrer les concentrations correspondant aux paramètres auxquels on s'intéresse. Dans beaucoup d'essais de toxicité sublétale, des concentrations doivent encadrer l'effet mesuré, sinon il est impossible de calculer la concentration à laquelle il correspond, et/ou l'essai est invalidé. Il est fréquent que la fourchette des concentrations expérimentales ne convienne pas. La cause en est souvent une erreur de prévision, avant l'essai, de la valeur du paramètre à mesurer ou la sélection d'un intervalle trop étroit de concentrations ou des concentrations trop fortes ou trop faibles. La solution évidente consiste à effectuer un essai préliminaire pour cerner la gamme de concentrations à utiliser. Une autre consiste à utiliser un intervalle relativement large de concentrations. L'étalement résultant des concentrations successives pourrait accroître l'incertitude de la valeur du paramètre à mesurer, mais, au moins, on posséderait une estimation plutôt que de devoir signaler dans un rapport : « supérieur (ou inférieur) à x % ».

Concentrations variables au cours de l'essai. — Les constituants toxiques peuvent se volatiliser, se décomposer, participer à des phénomènes de sorption sur l'appareillage ou cesser d'être stables pour diverses raisons. Au bout du compte, les concentrations changent au cours de l'essai, éventuellement à l'insu de l'expérimentateur [35]. Leur chute (ou leur élévation) pourrait engendrer des résultats non conformes ou des perturbations inhabituelles, comme ce que montre la figure 7. On peut réduire le problème au minimum en se conformant à toutes les bonnes pratiques de la méthode d'essai et en faisant plus que le minimum exigé. La connaissance de la nature de la substance d'essai peut grandement aider à éviter ces problèmes (et à interpréter les résultats).

Données manquantes. — Une répétition pourrait

35. La plupart des méthodes d'essai toxicologique appliquées aux eaux usées et aux sédiments ou aux sols contaminés n'exigent pas de doser le ou les toxiques. De fait, il pourrait n'y avoir rien de représentatif qui puisse être mesuré ou on pourrait ignorer ce qu'il faudrait mesurer. C'est pourquoi rien ne montre que la concentration du toxique a changé au cours de l'essai. Cette absence de preuve ne signifie pas que la concentration du toxique est restée stable.

manquer, à cause d'une erreur de manipulation, ou on pourrait perdre accidentellement des données correspondant à une ou à plusieurs répétitions, même dans des essais valides. La reprise de l'expérience exceptée, la seule solution est d'utiliser des méthodes d'analyse qui n'exigent pas l'information manquante. Des méthodes qui se fonderaient sur les tendances, par exemple la régression et la détermination de la CIp, pourraient être utiles.

Erreur de l'expérimentateur. — Les résultats inhabituels pourraient être dus non pas aux organismes en expérience ou aux conditions de cette dernière, mais aux personnes qui collectent l'information. Cela pourrait comprendre les erreurs de transcription ou de saisie de valeurs dans un programme informatique. Les erreurs arithmétiques et la saisie de données erronées sont les erreurs les plus fréquentes des laboratoires dans leurs rapports à l'État de Washington (WSDOE, 1998). D'autres causes d'erreur pourraient être l'utilisation erronée de méthodes statistiques ou simplement le manque de formation et d'expérience dans la reconnaissance des problèmes et dans le traitement des données. Les écarts d'interprétation entre individus pourraient donner lieu à des incohérences. La solution consiste à mettre sur pied de bonnes pratiques d'assurance et de maîtrise de la qualité et à s'y conformer.

Problèmes avec les témoins. — Une difficulté fréquente est la réaction inacceptable du témoin, signe de l'existence d'un problème expérimental que l'on ne peut pas ignorer ou esquiver. Dans la plupart des méthodes comme celles d'Environnement Canada, l'essai n'est pas considéré comme valide si le témoin ne satisfait pas aux critères, et la seule suite acceptable est de soumettre un nouvel échantillon ou une nouvelle préparation de la substance à l'essai.

Parfois, on pourrait utiliser les données avec prudence pour signaler un résultat approximatif convenant à une indication générale. Certains paramètres quantiques (CL 50, CE 50) dont le calcul ne fait pas intervenir directement le témoin peuvent, sans empêchement, être calculés par les méthodes normales. Néanmoins, le facteur ayant agi sur le témoin a probablement agi aussi sur les autres concentrations, se confondant ainsi, dans une certaine mesure, avec le toxique. Aucune méthode correction de ce phénomène n'est entièrement satisfaisante dans ces essais quantiques (EC, en préparation, a). Si, en même temps que des effets sur le témoin, on obtenait par ailleurs (dans d'autres types d'essais intégrant la réaction du témoin dans les calculs de l'effet mesuré), une courbe dose/effet normale, on pourrait, avec discernement, remplacer les données correspondant au témoin par les chiffres correspondant à la concentration minimale. Dans certains essais, on pourrait légitimement combiner les données correspondant aux concentrations inférieures, pour les comparer statistiquement aux concentrations supérieures. On devrait étayer toutes ces décisions par la configuration particulière des résultats et/ou par des renseignements parallèles sur le comportement des témoins d'autres essais. À noter que ces trucs pour chiffrer approximativement la toxicité n'auraient qu'une valeur d'indication générale.

4.9.2 Résolution des anomalies dans les résultats expérimentaux

Les cinq étapes qui suivent sont recommandées, comme indication générale, pour la vérification des ensembles de résultats et la détection des anomalies. L'approche s'applique aux essais valides et non valides, mais, sauf indication du contraire, on pose les essais comme valides.

1. **S'assurer que le rapport est complet.** — L'information exigée dans le rapport est précisée dans la section 8 ou 9 de chaque méthode d'essai biologique publiée par Environnement Canada. On pourrait s'attendre, logiquement, à ce qu'elle se trouve dans les procès verbaux de méthodes non normalisées et inédites. Le rapport devrait comprendre des observations sur tout écart par rapport à l'usage établi et sur toute anomalie.

2. **Examiner les données sur la relation concentration/effet.** — On devrait pouvoir accéder, dans tout rapport, aux observations originales de base et les examiner. On vérifie le plus facilement la relation entre la concentration et l'effet par la méthode graphique ; si le graphique n'est pas dans le rapport, on devrait le tracer [36]. Les anomalies telles que celles de la figure 7 deviendront manifestes ainsi que les écarts entre les valeurs calculées et la distribution des données.

3. **Examiner les mesures connexes.** — On devrait

---

36. Il peut survenir des erreurs de transcription des données et de saisie dans le programme informatique (WSDOE, 1998). En conséquence, on devrait se garder d'utiliser un programme informatique pour tracer le graphique à partir d'un fichier de données créé au moment de la rédaction du rapport. On perpétuerait ainsi les erreurs de saisie des données et on ne pourrait pas déceler les estimations erronées des paramètres de mesure. On devrait pouvoir accéder aux observations originales. Dans les comptes rendus électroniques, le fichier pourrait être la seule liste de données brutes. Dans ce cas, on devrait en vérifier le caractère raisonnable et en tirer un graphique.

examiner avec un soin particulier les données physico-chimiques et les autres données connexes, si des problèmes sont évidents dans la relation dose/réponse. Il s'agit de déceler toute anomalie dans le mode opératoire ou d'éventuelles erreurs. Des méthodes précisent les observations à signaler (p. ex. la plupart des méthodes d'Environnement Canada exigent de noter le comportement inhabituel des organismes ou la modification d'aspect des solutions). Assurément, il faut signaler tout écart par rapport à la méthode. Les mesures physico-chimiques, qui pourraient être particulièrement utiles à l'interprétation des résultats aberrants, devraient présenter une certaine régularité à différentes dates et concentrations.

4. **Examiner l'information sur l'assurance de la qualité.** — (V. section 3). Les méthodes d'essai d'Environnement Canada donnent des précisions à cet égard. Importent particulièrement les conditions d'entretien, d'élevage ou de culture des organismes d'essai et l'emploi de toxiques de référence.

5. **Évaluer le caractère raisonnable des résultats pour la substance et les conditions de l'expérience.** — La dernière étape consiste à évaluer les résultats à la lumière de l'information mise au jour sur la nature de la substance d'essai et les marches à suivre utilisées. Cela pourrait comprendre une gamme de renseignements tels que les résultats antérieurs obtenus sur la substance, les résultats d'autres essais effectués en même temps sur la ou les mêmes substances ou des substances supplémentaires ou les résultats d'autres essais avec la même souche d'organismes.

Ces cinq étapes peuvent montrer comment interpréter les données inhabituelles et en accroître la valeur, peut-être simplement en corrigeant les erreurs ou en utilisant d'autres méthodes d'analyse. L'examen des données pourrait indiquer que les résultats n'étaient pas fiables, auquel cas on ne devrait hésiter à les rejeter.

4.10 Toxicité des effluents

Au Canada et ailleurs, il est courant d'appliquer les essais toxicologiques à l'analyse des effluents. Dans le présent document, *effluent* s'entend de toute eau usée ménagère, urbaine ou industrielle rejetée par une conduite ou un canal dans une eau de surface. Dans de nombreux cas, la qualité de l'effluent est placée sous le régime de la *Loi fédérale sur les pêches*. Cependant, les lois, règlements ou politiques des provinces se fondent aussi sur la toxicité des effluents. Une synthèse coordonnée par Grothe *et al.* (1996) porte sur les nombreux aspects des essais toxicologiques appliqués aux effluents, particulièrement aux États-Unis.

À l'origine, les méthodes d'essai toxicologique en milieu aquatique ont été mises au point pour l'évaluation des effluents, mais on les a adaptées aux liquides de presque toute provenance, y compris à l'eau de porosité des sédiments et aux extraits de sols et d'autres matières solides. Dans la présente section, on entend par *eau usée* les effluents, les lixiviats et les élutriats ; ces deux derniers types de liquides sont plus précisément traités au § 4.11.2.

Les essais toxicologiques appliqués aux eaux usées fournissent une base logique pour l'évaluation, la comparaison et la réglementation des matières résiduaires, même si les toxiques précis sont inconnus. Les essais intègrent l'effet total de chaque constituant chimique et, comme dans d'autres situations, complètent les analyses chimiques en décelant les problèmes et en y remédiant. Le mélange, la dilution et la dispersion de la toxicité des eaux usées peuvent être modélisés ou mesurés dans l'eau réceptrice comme tout autre constituant chimique (v. § 4.10.2).

Les effluents tendent à varier en composition et en toxicité. La plupart des règlements sur les effluents précisent la fréquence d'échantillonnage (p. ex. hebdomadaire, mensuelle, trimestrielle), la méthode de prélèvement et, parfois, le volume de l'échantillon. Si les conditions ne sont pas précisées, le plan d'échantillonnage devrait s'attacher à obtenir une mesure représentative des effets potentiels de l'effluent, compte tenu de la variation de son débit et de sa qualité. Un échantillon prélevé au hasard (plus ou moins instantané) fournit un aperçu de la qualité de l'effluent et peut convenir à l'évaluation préliminaire, aux vérifications de la conformité, à la vérification ponctuelle au cours d'un déversement, etc. Les échantillons composés (ou composites) représentent une série d'échantillons instantanés réunis au bout d'un certain temps et ils atténuent les écarts. On utilise souvent des échantillons composés sur 24 heures pour les effluents industriels et urbains et des échantillons composés sur des périodes plus courtes pour les eaux pluviales et d'autres sources répondant à des événements prévisibles.

Les espèces qui serviront à l'essai ne doivent pas nécessairement vivre dans l'eau réceptrice de l'effluent. Les espèces étalons (ou standard) donnent des résultats comparables d'une localité à l'autre, et on les choisit comme substituts sensibles de communautés indigènes (v. § 4.1).

4.10.1 Surveillance des effluents

Repères

- *On devrait préciser les motifs de la surveillance de l'effluent au moyen d'essais monospécifiques et les réévaluer périodiquement pour s'assurer que l'espèce employée, la fréquence de la surveillance et les seuils de réussite ou d'échec restent convenables.*
- *Un second essai, de confirmation ou de contestation du premier résultat, devrait rapidement suivre l'échec d'un essai. Si les résultats diffèrent, on comparera les profils chimiques des deux échantillons et on examinera les données relatives à la maîtrise de la qualité, aux opérations de l'usine et d'autres documents.*

On pourrait surveiller la toxicité des effluents pour l'une des raisons suivantes : (1) évaluer le respect des limites de rejet ; (2) prévoir les répercussions locales du rejet en question ou d'une combinaison de rejets sur l'eau réceptrice ; (3) quantifier l'effet toxique combiné des divers constituants réunis dans l'effluent ; (4) évaluer les améliorations consécutives à la modification du processus industriel ou de la technique antipollution. Il faudrait clairement préciser les motifs de la surveillance et les réévaluer périodiquement pour que les stratégies et des méthodes restent convenables.

En vérifiant la conformité de l'effluent au règlement, les aménageurs les plus prudents de l'environnement feraient rapidement suivre un essai toxicologique raté d'un second essai. L'information qu'ils en tireraient indiquerait si le problème est durable, si c'est un accident de parcours ou s'il est dû à l'erreur. Certaines usines de pâtes à papier de l'Alberta prélèvent automatiquement des échantillons doubles, destinés à deux laboratoires d'analyse si les résultats visent à répondre à des exigences réglementaires. Les essais consécutifs ou portant sur des échantillons dédoublés pourraient ne pas arriver au même résultat pour l'une des raisons suivantes : variation atypique du toxique ; traitement des déchets temporairement interrompu ou court-circuité ; problèmes de prélèvement, de manutention, d'entreposage ou d'analyse des échantillons.

On pourrait faire remonter un court épisode de toxicité à des conditions particulières d'exploitation, si on possédait les résultats des analyses chimiques relatives aux périodes de toxicité et de non-toxicité ou si les échantillons avaient été conservés.

On devrait examiner les enregistrements des essais toxicologiques aux résultats positifs ou négatifs pour y trouver des renseignements sur l'assurance et la maîtrise de la qualité, l'analyse statistique des résultats ou d'autres renseignements utiles. Les écarts entre les laboratoires pourraient être attribuables à l'influence de différentes eaux de dilution (§ 4.15) ou à la provenance différente des organismes. Les toxiques de référence pourraient révéler des différences découlant de ces facteurs. Des cartes de contrôle pourraient aider à déterminer la conformité d'essais particuliers aux normes de performance.

Si l'échantillon ne satisfait pas ou arrive près de ne pas satisfaire à l'essai de conformité, des mesures correctrices seraient indiquées. Dans une usine, cela pourrait comprendre la divulgation immédiate du problème aux autorités, la vérification des procédés et des égouts, l'envoi temporaire de l'effluent vers une installation de collecte ou le déclenchement de mesures d'identification des toxiques (§ 4.7).

4.10.2 Prévision de la qualité de l'eau et réglementation des effets toxiques

Repères

- *Les lignes directrices relatives à la qualité de l'eau servent à juger de la qualité des eaux de surface. Ces lignes directrices peuvent être des concentrations de substances chimiques ou des énoncés du degré de toxicité.*
- *L'USEPA a élaboré une méthode spécifique et détaillée pour l'établissement de limites de la qualité des eaux réceptrices. Cette méthode se fonde sur des essais de toxicité létale et sublétale d'un effluent et de substances toxiques particulières. Les essais toxicologiques peuvent servir au dépistage des effluents toxiques, à fixer des limites de rejet et à veiller au respect cohérent des règlements.*
- *L'EPA a proposé un critère pour les eaux de surface de 0,3 unité de toxicité létale (UTL), à ne pas excéder pendant plus d'une journée ni plus fréquemment qu'une fois tous les trois ans. Un deuxième critère proposé a été celui de 1,0 unité de toxicité sublétale (UTS), à ne pas dépasser pendant plus de 4 jours et pas plus d'une fois tous les trois ans.*
- *L'EPA a estimé les concentrations de substances toxiques dans les cours d'eau par une simple équation de bilan massique. Le respect des règlements exigeait de satisfaire aux critères de toxicité à l'étiage moyen extrême sur 7 jours décennal. La variabilité de la toxicité devrait être contenue dans le 99e centile des*

UTS, prévu à partir des toxicités mesurées. Les calculs devaient apparemment utiliser le débit journalier médian de l'effluent. Cette approche ne tenait pas compte de l'influence de la toxicité sublétale des eaux d'amont.

- *L'EPA n'a pas précisé la taille des zones de mélange, ce qui est la prérogative de chaque État américain. Au Canada, le Québec, l'Alberta et la Colombie-Britannique ont précisé la valeur maximale de ce paramètre.*
- *Dans les lignes directrices, on peut trouver de l'information permettant de calculer les limites réglementaires (ce pourrait être la concentration maximale d'une substance chimique ou une fraction du seuil sublétal) dans les eaux de surface.*
- *Plutôt que de surveiller la toxicité d'échantillons d'eau réceptrice, on peut soumettre l'effluent aux essais, en calculant l'effet prévu dans l'eau réceptrice. La surveillance de l'effluent peut avoir comme avantages la commodité, la vitesse et l'exactitude.*
- *Les projets de règlement visant les usines de pâtes à papier d'Australie comprenaient des limites chimiques et biologiques et précisaient une toxicité sublétale nulle au-delà du périmètre d'une zone de mélange de 500 mètres.*

Les lignes directrices (nombres-guides) chimiques et physiques permettant de juger de la qualité de l'eau réceptrice et de ses sédiments sont un mécanisme bien établi (p. ex. CCMRE, 1987 ; OMOE, 1991). Celles qui concernent la vie aquatique peuvent servir à prédire dans quelle mesure l'étendue d'eau convient à une communauté biologique. Si les concentrations mesurées dans l'environnement les excèdent, on en déduit que la communauté en subira les effets nocifs.

De même, on peut utiliser les essais toxicologiques pour juger de la qualité de l'eau réceptrice. On peut soumettre directement des échantillons de l'eau de surface à l'essai (en conditions ambiantes). Par exemple, on mesurerait dans le port la toxicité d'un échantillon de sédiment ou on suspendrait une cage renfermant des poissons dans un cours d'eau (essai sur place ou in situ). Habituellement, la ligne directrice relative à la toxicité s'énoncerait simplement, par exemple : « pas d'effet sublétal observé sur la croissance ou la reproduction », dans tel essai.

L'évaluation ou la réglementation de la pollution au moyen de lignes directrices chimiques ou toxicologiques est une tactique privilégiée[37]. Face à des rejets d'effluent, nul besoin d'appliquer les lignes directrices en échantillonnant et en analysant le milieu récepteur. On peut tout aussi bien analyser l'effluent, puis extrapoler les conditions auxquelles on s'attend dans le milieu en tenant compte de la dilution. L'analyse de l'effluent est généralement plus rapide, plus pratique et plus définitive, puisque les toxiques s'y trouvent à leur concentration maximale. Il serait évidemment souhaitable de confirmer périodiquement les effets prévus par des essais sur les eaux réceptrices ou des enquêtes sur le terrain.

Les lignes directrices sur la qualité chimique et biologique peuvent, les unes comme les autres, inspirer des règlements antipollution. Par exemple, un règlement pourrait exiger que la concentration moyenne de cuivre dans l'eau réceptrice n'excède pas telle concentration (en µg/L) et que la concentration maximale en un moment ou en un lieu donné n'excède pas telle autre concentration. De même, il pourrait prescrire l'absence de toxicité létale dans la zone immédiate de rejet et l'absence de toxicité sublétale au-delà du périmètre de la zone de mélange. Il devrait préciser quels sont l'organisme d'essai, la méthode et la taille de la zone de mélange. Certaines recommandations pour la conception d'un programme de surveillance des effluents s'inspirent d'un programme soigneusement préparé dans l'État de Washington (WSDOE, 1997), puis de l'examen détaillé des résultats expérimentaux et de la constatation des dégâts écologiques dans les cours d'eau (WSDOE, 1997). Une recommandation pour une efficacité accrue a été d'appliquer des essais toxicologiques simples, rapides et économiques à l'effluent et d'en augmenter la fréquence.

Dans un tel scénario de surveillance ou de réglementation, les essais toxicologiques sont relativement simples. On pourrait mesurer la toxicité sublétale d'un effluent préoccupant au moyen d'un essai standard, par exemple, de reproduction de daphnies, pour estimer la CI 25. Si les concentrations prévues après dilution dans le milieu sont supérieures à la CI 25, on s'attendrait évidemment à des effets sublétaux dans le milieu. La difficulté pourrait être

37. Comme il est décrit dans les § 1.2 et 4.4, la stratégie de surveillance ou de réglementation de la pollution peut, en gros, se subdiviser en trois tactiques : (1) limites visant les effluents, qui est une approche basée sur les meilleures techniques disponibles ; (2) lignes directrices sur la qualité, appliquées au milieu récepteur, ce dont il est question ici ; (3) enquêtes biologiques, pour un constat définitif de conditions satisfaites.

d'obtenir une estimation fidèle de la dilution possible et de connaître le régime de mélange. On pourrait utiliser divers modèles à cette fin. Dans un cours d'eau, par exemple, la dilution possible se fonde souvent sur les étiages moyens décennaux (v. paragraphe suivant). On devrait généralement avoir établi les zones de mélange, grâce à des études de terrain, bien que des modèles informatiques puissent aider à cette tâche (certains de ces modèles sont énumérés dans USEPA, 1991a). L'État de Washington propose de contourner la difficulté de prévoir la dilution en effectuant un grand nombre d'essais toxicologiques ou la totalité de ces derniers dans l'eau réceptrice — les essais dits en milieu ambiant (WSDOE, 1998) — plutôt que dans l'effluent. Cependant, les essais toxicologiques directs sur l'effluent possèdent des avantages très nets : *a*) connaissance précise de la concentration de déchets ; *b*) effet toxique maximal, de sorte que l'on ne peut pas ne pas s'apercevoir d'un effet toxique qui, à la faveur de la dilution, aurait manqué de peu de donner une réaction expérimentale.

Un exemple de limites réglementaires simples, fixées pour la qualité des eaux réceptrices, est la série de limites proposées aux fabricants des pâtes kraft blanchies en Australie (Australie, 1989). Des limites ont été énoncées pour l'eau et/ou les sédiments, à la périphérie de zones de mélange en eau de mer d'un diamètre de 500 m. Les limites physico-chimiques englobaient les chlorates, certaines catégories d'organochlorés (adsorbables, extractibles), les phénols chlorés, l'oxygène dissous, les MES et la couleur. Il fallait démontrer, à la périphérie de la zone de mélange, l'absence de toxicité sublétale pour un poisson, un invertébré et un organisme fouisseur ; les essais en milieu aquatique devaient être effectués sur l'effluent, et il fallait calculer le taux de dilution à l'extérieur de la zone de mélange. Un autre exemple est la méthode plus officielle et plus complexe qui a été élaborée aux États-Unis pour la réglementation des rejets toxiques, méthode qui sera examinée dans les alinéas qui suivent.

Réglementation de la toxicité de l'eau aux États-Unis. — L'USEPA (1991a) a mis au point une méthode très officielle d'emploi de la toxicité pour réglementer les rejets d'effluents. Sa méthode, appelée « Water Quality-based Toxics (*sic*) Control » (maîtrise des toxiques fondée sur la qualité de l'eau) a été énoncée sous le régime de la *United States Clean Water Act* (loi des États-Unis sur la lutte contre la pollution des eaux). L'EPA utilise les essais toxicologiques pour fixer des limites de rejet et veiller au respect de la loi d'une façon cohérente, qui tient cependant compte des conditions locales. La qualité de l'eau est définie au moyen de normes chimiques numériques et de normes toxicologiques sous forme narrative, les deux ensembles de paramètres étant pareillement pris en considération. La démarche générale à l'égard de la toxicité comprend :

1. des limites de la toxicité létale aiguë dans l'eau réceptrice ;
2. des limites pour l'exposition sublétale dans l'eau réceptrice ;
3. des restrictions quant à la fréquence et à la durée des dépassements des limites ;
4. des méthodes pour réagir aux variations de la qualité de l'effluent.

La première étape dans l'approche de l'USEPA consiste à convertir toutes les mesures de la toxicité en unités de toxicité létale ou sublétale (UTL ou UTS ; v. § 4.3.1). On exprime ainsi les résultats en unités semblables aux concentrations chimiques. On peut définir le débit (ou la charge) de toxicité de l'effluent en multipliant le débit de ce dernier par les UTL ou les UTS (§ 4.3.3). Dans le cas d'un effluent rejeté dans un cours d'eau, on peut ensuite estimer les concentrations dans ce dernier en utilisant un simple calcul du bilan massique :

$$C_d = [(C_u \times Q_u) + (C_e \times Q_e)] / Q_d$$

où : C_d = concentration du toxique en aval (UT)
Q_d = débit en aval (m^3/s)
C_u = concentration du toxique en amont (UT)
Q_u = débit en amont (m^3/s)
C_e = concentration du toxique dans l'effluent (UT)
Q_e = débit de l'effluent (m^3/s)

On peut ensuite comparer les concentrations calculées dans le cours d'eau aux critères proposés de 1,0 UTS et de 0,3 UTL [38]. La valeur de 0,3 UTL vise à supprimer les effets létaux aigus chez presque tous les organismes vivants. La fraction de 0,3 UTL n'est pas, en tant que telle, mesurable dans l'eau réceptrice, étant analogue, en chimie, à une concentration inférieure à la limite de détection. On peut cependant s'en faire une bonne idée, puisque cette valeur résulte de calculs de la dilution d'une concentration beaucoup plus forte, mesurée dans l'effluent.

---

38. Dans le document américain de soutien technique (USEPA, 1991a) on qualifie de *chroniques* les UTS et d'*aiguës* les UTL.

L'USEPA (1991a) laisse entendre que si on n'excède pas le critère de létalité (0,3 UTL) pendant plus d'une journée, pas plus souvent qu'une fois en trois ans, alors la vie aquatique devrait être bien protégée. Cela se fonde sur le rétablissement observé d'écosystèmes perturbés, décrit au § 4.10.3. De même, à l'égard du critère de toxicité sublétale de 1,0 UTS, on propose une durée maximale de quatre jours, pas plus d'une fois tous les trois ans.

L'exemple suivant permet de visualiser l'approche de l'EPA, dans un réseau fluvial simple en raison de l'écoulement unidirectionnel de l'eau. Les mêmes principes s'appliquent aux milieux lacustres ou marins, où, cependant la dilution est complexe et pourrait devoir être mesurée directement ; l'eau d'amont serait toute partie de l'étendue d'eau dans laquelle les concentrations de l'effluent n'excèdent pas la concentration de fond (détails dans l'USEPA, 1991a).

Dans un cours d'eau, l'approche la plus simple est d'utiliser une valeur de projet ou théorique, à l'équilibre, pour chacune des variables de l'équation qui précède. On utilise les débits d'étiage, puisque la toxicité serait alors maximale. On peut utiliser le débit d'étiage décennal sur une journée et le débit d'étiage décennal moyen sur sept jours (le débit décennal est susceptible de ne survenir qu'une fois en 10 ans [notations respectives : 1Q10 et 7Q10]). Si la toxicité *ne fait que* satisfaire aux exigences ($\leq$ 0,3 UTL ou $\leq$ 1,0 UTS) au débit 7Q10, elle se trouve à excéder la limite environ une fois tous les trois ans (c'est-à-dire précisément à la fréquence la plus grande prévue par l'EPA)[39].

Il faut prendre en considération la toxicité variable de la plupart des effluents dans les calculs à l'équilibre employant l'équation. Pour la toxicité, on utilise une valeur pessimiste. On calcule le 99^{e} centile de l'UTL et de l'UTS, en utilisant les résultats des essais toxicologiques. L'EPA donne les consignes de ce calcul point par point.

Dans le document de soutien technique de l'USEPA (1991a), deux variables sont mal décrites. La première est la variation du débit de l'effluent. Le guide laisse entendre que l'on devrait utiliser les valeurs médianes, sans s'étendre sur les motifs. La Région VIII de l'USEPA (1994) recommande d'utiliser le débit journalier moyen de l'effluent, lorsque l'on évalue la toxicité sublétale, et le débit journalier maximal, lorsque l'on évalue la létalité.

La seconde variable mal définie est la concentration de fond dans le cours d'eau, paramètre important, presque impossible à mesurer directement. La toxicité due aux eaux d'amont pourrait exister en cas de rejets multiples, plus particulièrement quand se superposeraient les panaches d'effluents. Si on pense que l'eau d'amont contribue à la toxicité en aval, on pourrait utiliser cette eau d'amont comme eau de dilution dans les essais appliqués à l'effluent. Ainsi, on tiendrait compte de toute contribution toxique ainsi que de tout facteur modifiant cette toxicité (§ 4.15). Si on utilisait l'eau d'amont pour la dilution, on pourrait utiliser directement dans les calculs les résultats des essais toxicologiques appliqués à un échantillon donné en fixant la toxicité de fond (C_o dans l'équation) à 0, parce que l'effet de la toxicité d'amont serait déjà présent dans la mesure de la toxicité de l'effluent. Les essais de dilution effectués sur un rejet en aval avec de l'eau d'amont toxique ne donnent pas entièrement satisfaction, parce que la toxicité totale est attribuée à la source de rejet en aval et qu'aucune toxicité n'est attribuée à la source de rejet en amont. Si l'eau d'amont est manifestement toxique, on pourrait effectuer des essais séparés sur cette eau et sur l'effluent, en calculant puis en comparant les unités de toxicité séparées.

L'USEPA (1991a) ne précise pas la taille des zones de mélange à l'intérieur desquelles on excéderait les critères de toxicité, parce que les zones de mélange doivent être décidées par chaque État. La Région VIII de l'EPA (1994) a publié des règles par défaut pour les zones de mélange : (1) il faut satisfaire aux critères de létalité au point de rejet ; (2) il faut satisfaire aux critères de sublétalité après dilution avec pas plus de 10 % du débit d'étiage de projet (dans un cours d'eau) ou dilution au 1/4 dans un lac ou un réservoir.

Réglementation des eaux toxiques au Canada. — Au Canada, on a tenté de limiter la toxicité sublétale dans les eaux réceptrices, mais sans atteindre la complexité formelle de la méthode de l'USEPA. Les règlements sous

39. Une technique plus réaliste, mais complexe, utilise un ensemble continu de données pour définir chacune des variables de l'équation, puis elle calcule un ensemble continu de concentrations en aval. Pour cela, on peut réaliser une simulation de séries chronologiques ou employer l'ordinateur pour permuter les valeurs réelles afin de calculer une distribution des fréquences de la concentration. On peut comparer la série chronologique ou la distribution des fréquences des concentrations d'effluent en aval ainsi obtenue à la fréquence admissible des dépassements. On pourrait effectuer ces analyses plus complexes si l'approche à l'équilibre ne permettait pas d'arriver à des conclusions solides.

le régime de la *Loi sur les pêches* précisent qu'il ne doit pas y avoir de perte nette de poissons ou de l'habitat du poisson, et aucune disposition n'établit de tolérance pour des effets sublétaux dans une zone de mélange. Le programme canadien de suivi des effets sur l'environnement exige que l'on cartographie les panaches des effluents des usines de pâtes et papiers (v. § 5.2.4). On cartographie la concentration de 1 % d'effluent ou le dixième de la CI 25, ce qui est beaucoup moins que les concentrations mentionnées par la Région VIII de l'USEPA (1994). La Colombie-Britannique a défini une zone de mélange de 100 m pour les usines de pâtes, dite *zone de dilution initiale*, dans laquelle on pourrait excéder les lignes directrices sur la qualité de l'eau (Pollution Control Board, 1977). Le Québec a utilisé des définitions précises des zones de mélange admissibles depuis 1980, qui sont décrites à l'alinéa 5.2.7. L'Alberta a adopté une approche qui s'inspire en partie du système de l'USEPA, tout en étant plus souple (AEP, 1995). La province reconnaît l'existence d'une petite zone (panache) de 30 m, dans laquelle on pourrait excéder les *nombres-guides de la toxicité aiguë dans les cours d'eau* (c'est-à-dire des concentrations chimiques spécifiées). Dans une zone qui entoure le panache, on pourrait excéder les *nombres-guides de la toxicité chronique dans le cours d'eau*, c'est-à-dire que des organismes aquatiques pourraient y subir des effets sublétaux en y étant exposés plus de quatre jours. Un certain nombre de restrictions s'appliquent aussi, afin de protéger d'autres utilisations de l'eau et la nappe d'eau dans son ensemble (v. § 5.2.7).

4.10.3 Rétablissement des écosystèmes aquatiques

Repères

- *La santé à long terme des écosystèmes aquatiques pourrait être maintenue, en dépit de sursauts importants mais occasionnels de pollution, si, entre ces sursauts, suffisamment de temps s'est écoulé.*
- *Au moins la moitié des cours d'eau présentent en deux ans un rétablissement appréciable du nombre d'espèces et du nombre de poissons, tandis que, dans le même délai, le rétablissement des invertébrés est encore meilleur, étant essentiellement complet dans 70 % des cas étudiés. Il faudrait une période de rétablissement plus longue si les perturbations étaient graves ou multiples, si les toxiques étaient persistants et s'accumulaient dans les tissus, si les espèces étaient longévives ou si aucun refuge n'autorisait la recolonisation.*

Si un rejet toxique inhabituel devait provoquer des bouleversements dans l'eau réceptrice, la vitesse de rétablissement dépendrait de la nature et de la gravité de la perturbation, de sa durée, de la durée du cycle biologique des espèces touchées et des possibilités de recolonisation. On possède des analyses de communautés aquatiques (dulcicoles), mais apparemment pas des autres types de communautés.

Dans la plupart des réseaux hydrographiques, les populations de poissons se rétablissent à un certain point, après de brèves perturbations. Cela leur prend deux ans selon une synthèse de 49 cas, la plupart imputables à des toxiques (USEPA, 1991a). La moitié des espèces de poissons ont réapparu dans 67 % des réseaux, et les effectifs sont revenus à la moitié de leur valeur d'origine dans 52 % des réseaux. Les communautés benthiques se sont rétablies quelque peu plus rapidement. En deux ans, la plupart des communautés d'invertébrés étaient revenues à leur composition initiale (71 % des communautés), à leur densité totale (75 %) et à leur biomasse totale (71 %) [Detenbeck *et al.*, 1992].

Des chercheurs ont constaté le rétablissement de populations d'invertébrés aquatiques en un an ou moins après un déversement de produits chimiques (Heckman, 1983 ; Van Urk *et al.*, 1993). Dans un cours d'eau exposé à un pesticide, la densité des populations d'invertébrés, après réduction de 90 %, a rapidement augmenté dans la première année, pour se rétablir au bout de deux ans (Wallace *et al.*, 1991). La décomposition de la litière de feuilles, processus écologique essentiel dont se chargent les invertébrés, semblait aussi pouvoir regagner son intensité antérieure en deux ans.

Dans les exemples qui précèdent, le rétablissement, appréciable après deux ans, était évidemment incomplet dans la plupart des cas. Après de nombreuses perturbations exceptionnellement graves, s'étant succédé rapidement et ayant mis en jeu des toxiques persistants qui s'accumulent dans les tissus, il faudrait plus de deux ans à un rétablissement sensible ou au rétablissement d'une espèce longévive de poisson (Barnthouse *et al.*, 1990 ; USEPA, 1991a). Le rétablissement peut être lent s'il doit dépendre de la reproduction après une recolonisation fortuite ou si des barrages ou d'autres obstacles empêchent l'immigration (Detenbeck *et al.*, 1992). S'il subsiste des refuges ou si des portions d'amont ou d'aval sont indemnes, le rétablissement par recolonisation peut prendre moins d'un an.

F2

Selon d'autres études, les vitesses de rétablissement sont semblables. Un petit cours d'eau perturbé par un gros déversement de chlore a été recolonisé en moins d'un an par les algues, les invertébrés et les poissons non territoriaux (Heckman, 1983). Le grand brochet a cependant perdu une classe d'âge, et on s'attendait à ce qu'il ait besoin d'au moins deux ou trois ans pour se rétablir, étant une espèce territoriale sédentaire. Le rétablissement de populations de salmonidés gravement perturbées peut exiger plus de cinq ans parce que, faute de recolonisation, le repeuplement ne recommence pas tant que les jeunes survivants n'ont pas atteint la maturité sexuelle (Detenbeck *et al.*, 1992 ; Curtis, 1990). Après un déversement important de pesticide dans le Rhin, le rétablissement des invertébrés benthiques a dépendu de la durée de génération de l'espèce considérée. Les chironomidés, polyvoltins, se sont rétablis en quelques mois, tandis que certaines phryganes a eu besoin de six mois et qu'une espèce particulière de cet insecte a eu besoin de toute une année (Van Urk *et al.*, 1993).

Le type de communauté influe fortement sur le délai de rétablissement. Instables et subissant périodiquement des bouleversements d'origine naturelle, les cours d'eau d'amont hébergent plutôt des organismes résilients. Les eaux plus stables, tels que les grands lacs et les cours d'eau lents, hébergent plutôt des espèces de grande taille, longévives, tolérant moins les perturbations et se rétablissant par la suite plus lentement (Detenbeck *et al.*, 1992). Paradoxalement, les systèmes fréquemment perturbés pourraient être plus capables de se rétablir des suites d'un rejet toxique (Van Urk *et al.*, 1993).

Le type de polluant influe lui aussi fortement sur la durée de rétablissement. Il est évident que si un écosystème était assujetti à une introduction massive d'un toxique persistant qui s'accumule dans les tissus (p. ex. le mercure, le cadmium, un insecticide persistant), il lui faudrait beaucoup d'années ou de décennies pour en guérir. Le type de nappe d'eau et le délai de renouvellement de l'eau influeraient fortement sur la rapidité de la décontamination. Dans les régions boréales du Canada, les métabolites toxiques résultant de la pulvérisation de l'insecticide DDT ont pris une pleine décennie pour disparaître d'une rivière à saumons et approcher des concentrations d'un milieu non pollué (Sprague *et al.*, 1971). Les effets sur les saumons adultes de remonte ont semblé discernables pendant plus d'une demi-décennie (Elson, 1966 ; 1974).

L'USEPA (1991a) recommande de ne pas dépasser les limites de toxicité fixées pour l'effluent plus d'une fois tous les trois ans, en moyenne, si l'on veut protéger « convenablement » (et non parfaitement) les milieux récepteurs. Ce pourrait parfois être un objectif raisonnable, à en juger par la recherche réalisée jusqu'à ce jour, mais, en certains endroits et dans certains types d'écosystèmes, il faudrait des intervalles plus longs entre les dépassements.

4.11 Toxicité des sédiments

Beaucoup de toxiques du milieu aquatique sont hydrophobes et tendent à participer à des phénomènes de sorption à la surface des substances présentes dans les sédiments ou des MES qui finissent par se déposer sur les sédiments. Les sédiments benthiques tendent à constituer ce que l'on appelle, en raison de cette accumulation, un *puits* ou *dépôt* de métaux et de matières organiques et inorganiques insolubles (Giesy *et al.*, 1990 ; Alden, 1992). Certains sédiments de cours d'eau, de lacs, d'estuaires et de milieux marins côtiers près des villes ou des installations industrielles sont fortement contaminés (p. ex. Krantzberg et Boyd, 1992 ; Tay *et al.*, 1992). Ils peuvent contaminer la colonne d'eau et les organismes qui y vivent, plus particulièrement s'ils sont perturbés (Chapman, 1989b ; Giesy et Hoke, 1989).

De façon plus directe, les toxiques présents dans les sédiments peuvent menacer les organismes benthiques tels que les insectes, les vers, les mollusques et les poissons de fond. Les atteintes causées à ces espèces pourraient avoir des effets majeurs sur le fonctionnement de l'écosystème. Dans certains cas, la concentration des toxiques dans les sédiments pourrait être beaucoup plus importante que leur concentration dans l'eau. Au Colorado, le sélénium des cours d'eau a constamment excédé les critères de qualité de l'eau sans sembler provoquer d'effets sur les organismes vivants, et il a semblé que sa toxicité chronique était commandée par les concentrations présentes dans les sédiments ainsi que par l'ascension de l'élément dans le réseau trophique (Canton et Van Derveer, 1997).

La structure et la composition des sédiments tendent à varier, même localement. Les caractéristiques physico-chimiques (taille et forme des particules, teneur en matière organique) peuvent influer profondément sur la biodisponibilité des toxiques et la toxicité. Il faut les prendre en considération dans l'interprétation des résultats

des essais de toxicité des sédiments, et les épreuves témoins convenables peuvent être particulièrement difficiles à organiser (Luoma et Carter, 1993).

Giesy et Hoke (1989) ainsi que Lamberson *et al.* (1992) ont examiné les motifs du choix des méthodes et des organismes pour les essais de toxicité des sédiments. Burton (1992) a examiné les méthodes d'essai et les évaluations sur le terrain. Une série de 15 communications, débutant par un survol d'Ankley *et al.* (1996), discute des aspects techniques de l'évaluation du risque écologique posé par la présence de métaux dans les sédiments. Dans les comptes rendus d'un atelier (Ingersoll *et al.*, 1997), on a fait l'évaluation critique de tout le domaine des essais toxicologiques des sédiments, notamment pour ce qui concerne l'évaluation du risque. Dans une compilation de 72 communications insistant sur les processus physiques, le cycle des éléments nutritifs et les espèces chimiques formées par les métaux, on donne un aperçu de l'interaction entre l'eau, les sédiments et les contaminants de ces derniers (Evans *et al.*, 1997).

Tout dernièrement encore, on avait peu uniformisé les méthodes de prélèvement des sédiments, ainsi que de manipulation, de transport, d'entreposage et de préparation de leurs échantillons. Cela a été corrigé par un guide (EC, 1994c) qui expose les marches à suivre en vue des essais biologiques ou de la caractérisation chimique et qui distingue les modes opératoires effectués dans un dessein de recherche et ceux qui visent l'application des règlements.

Essais ordinairement employés. — Environnement Canada dispose de plusieurs méthodes uniformisées pour les essais de toxicité des sédiments : pour les habitats marins et estuariens, mesure de la mortalité des amphipodes par un essai d'une durée de 10 jours (EC, 1992e) et évaluation de la mortalité et de la croissance du polychète *Polydora cornuta* par un essai d'une durée de 14 jours (EC, en préparation, b) ; évaluation de la mortalité et de la croissance de l'amphipode dulcicole *Hyalella azteca* par un essai de 14 jours, qui peut également servir pour les milieux estuariens (EC, 1997b) ; mesure de la mortalité et de la croissance de larves de chironomes par un essai de 10 jours pour les sédiments des eaux douces (EC, 1997a). Tous ces essais sont semblables aux méthodes utilisées ailleurs. On améliore sans cesse dans leurs détails l'appareillage ou la technique ; par exemple, le renouvellement du surnageant des enceintes expérimentales peut être effectué à moindre effort à l'aide de dispositifs relativement simples (Leppanen et Maier, 1998) ou complexes (Wall *et al.*, 1998).

De nouveaux essais sur les sédiments insistent sur les effets sublétaux, y compris sur la reproduction, le cycle biologique ou, du moins, l'exposition chronique. Ces essais peuvent être réalisés en 28 jours avec des amphipodes marins (Emery *et al.*, 1997) ou dulcicoles (Ingersoll *et al.*, 1998). Un essai étalé sur la durée du cycle biologique permet de mesurer le succès de la reproduction d'un chironome dulcicole en environ 65 jours (Sibley *et al.*, 1996 ; Benoit *et al.*, 1997). Lee et Tay (1998) montrent comment, dans les sédiments, l'activité bactérienne peut être utile aux évaluations des effets sur l'environnement ; avec Ross (1998) ils font remarquer que l'on peut (et devrait) élargir les essais sur les sédiments à ce groupe important d'organismes. On sélectionne de petits vers polychètes que l'on peut élever en laboratoire pour en faire des organismes convenant aux essais pour les régions côtières de l'est et de l'ouest du Canada (Pocklington et Doe, 1998).

4.11.1 Essais employant un sédiment entier

Repères

- *On se sert communément d'essais sur un sédiment entier pour établir la toxicité des dépôts au fond de l'eau.*
- *On peut réaliser des essais sur des concentrations multiples de sédiment entier en ajoutant du sédiment d'essai au sédiment témoin ; les modes opératoires ne sont pas encore tout à fait normalisés. On peut aussi enrichir le sédiment témoin de substances chimiques.*
- *Les sédiments peuvent être dotés d'une toxicité naturelle, dont la cause la plus fréquente est l'ammoniaque, tandis que le sulfure d'hydrogène et l'absence d'oxygène peuvent aussi être toxiques.*
- *Pour la maîtrise de la qualité, on emploie un* ***sédiment témoin****, (naturel ou artificiel), réputé non toxique pour l'organisme en expérience.*
- *Les* ***sédiments de référence*** *devraient aussi posséder des caractéristiques physico-chimiques aussi semblables qu'il est raisonnablement possible à celles des sédiments d'essai, mais en renfermant moins de contamination d'origine anthropique.*
- *La granulométrie est la variable la plus importante*

dans le choix du sédiment de référence. La teneur en matière organique est aussi importante, tandis que les caractéristiques qualitatives des argiles et de la matière organique ainsi que la salinité sont secondaires.

- *Idéalement, on devrait prélever les sédiments de référence à proximité du lieu d'où proviennent les sédiments soumis à l'essai, à l'extérieur de la zone contaminée, pour augmenter la probabilité de caractéristiques comparables. L'appariement des caractéristiques des échantillons au cours d'une étude sur le terrain peut faire problème, préalablement à l'établissement des profils physico-chimiques des sédiments d'essai. Une solution consiste à prélever une série de sédiments de référence dont les caractéristiques encadrent celles des échantillons d'essai ; une autre consiste à préparer un sédiment témoin assorti, qui peut servir de référence.*

- *La comparaison des réactions biologiques aux sédiments témoin et de référence pourrait révéler la toxicité due à des sources naturelles ou à des contaminants insoupçonnés.*

On se sert ordinairement des essais toxicologiques sur sédiment entier pour évaluer la qualité des échantillons des sédiments prélevés sur le terrain. La plupart des essais directs exposent des organismes à des échantillons de sédiment qui n'ont pas été fractionnés (c'est-à-dire que l'on n'a pas divisé l'échantillon en en extrayant l'eau de porosité ni en en faisant une séparation granulométrique, etc.). On mesure un pourcentage d'effet tel que le taux de mortalité). On éprouve ordinairement les échantillons entiers, non dilués, peut-être pour cartographier les zones de sédiments toxiques et non toxiques dans un port. On peut aussi employer des concentrations graduées de sédiment(s) [voir l'alinéa intitulé « Enrichissement »]. L'interprétation complète des résultats de l'un ou de l'autre type d'essais exigerait à la fois un *sédiment témoin* (que l'on sait être non pollué) et un *sédiment de référence* (naturel, que l'on pense être relativement non pollué. Voir à ce sujet le texte qui suit).

Toxicité naturelle. — La toxicité d'un échantillon de sédiment n'est pas nécessairement une indication de la contamination anthropique, parce qu'il peut s'y trouver de fortes concentrations de substances toxiques naturelles. C'est pourquoi les sédiments de référence sont indispensables à l'interprétation des résultats des essais toxicologiques, et on devrait soigneusement évaluer les résultats qu'ils donnent. Le profil chimique du sédiment d'essai pourrait suffire pour exclure la plupart des toxiques naturels ordinaires, mais les essais réalisés parallèlement sur le sédiment de référence peuvent aider à estimer la contribution relative des toxiques naturels et/ou toxiques anthropiques.

L'ammoniaque est le toxique naturel le plus commun, et on la trouve dans les sédiments enrichis de matière organique où la décomposition est active (Ankley *et al.*, 1990 ; Burton, 1991 ; OCDE, 1992c). Sarda et Burton (1995) ont constaté que sa présence dans les sédiments augmentait au cours des mois chauds et présentait localement une variation spatiale appréciable. Même son dosage peut présenter des difficultés. Les mêmes auteurs ont trouvé de plus fortes concentrations dans les échantillons prélevés par benne preneuse Ekman ou carottier que dans les échantillons d'eau de porosité prélevés par aspiration. On a également observé des modifications dans l'eau de porosité conservée plus d'une semaine.

Une partie de la toxicité des échantillons de sédiment dont on veut déterminer la contamination anthropique pourrait être attribuable à l'ammoniaque naturelle, ce qui serait cause de confusion. L'ammoniaque était la cause unique ou principale de la toxicité d'un cours d'eau de Belgique (Van Sprang et Janssen, 1997), et elle avait une probabilité pouvant atteindre 18 % d'être la seule cause de toxicité dans une série de 322 sédiments marins de l'est des États-Unis (Moore *et al.*, 1997). Cette toxicité de fond des sédiments a fait l'objet d'une synthèse par Tay *et al.* (1998), qui signalent les effets profonds qu'elle pourrait avoir sur les décisions réglementaires concernant l'immersion en mer des déblais de dragage. Ces auteurs concluent que le chercheur doit décider d'inclure la toxicité de l'ammoniaque dans les résultats de l'essai ou de tenter de supprimer le problème par aération ou par d'autres moyens. Dans un cas comme dans l'autre, il devrait au moins comprendre la contribution de ce composé et d'autres agents toxiques naturels.

Le sulfure d'hydrogène est aussi une cause ordinaire extérieure de toxicité dans les sédiments (Jacobs *et al.*, 1992 ; Knezovich *et al.*, 1996 ; voir aussi § 4.11.2). L'appauvrissement en oxygène dû à la décomposition d'un sédiment enrichi peut être nocif pour les organismes. De fait, le phénomène est presque la norme sous la couche de surface du sédiment (Krantzberg et Boyd, 1992). Les cyanures peuvent faire problème aussi. D'autres sous-produits toxiques de la décomposition anaérobie sont connus, et même les composés de défense des végétaux

non décomposés pourraient contribuer à la toxicité.

Enrichissement. — On peut préparer une série de concentrations si on le désire, pour estimer la CL 50 ou la CE 50. À cette fin, on peut ajouter à des parties aliquotes de sédiment témoin les quantités convenables de la substance à laquelle on s'intéresse ou d'un sédiment d'essai contaminé. On peut ajouter les substances dans un solvant jouant le rôle de véhicule (substances organiques) ou dans une solution aqueuse (métaux), après quoi on utilise diverses techniques de mélange (EC, 1995a). La marche à suivre détaillée est donnée dans un guide d'Environnement Canada (EC, 1995a). Les sédiments enrichis en laboratoire sont considérés comme représentatifs d'un sédiment qui vient d'être contaminé. Les sédiments contaminés depuis longtemps pourraient renfermer des molécules de toxiques plus fortement liées à la surface des particules, ce qui en réduirait la biodisponibilité (Burton, 1992).

L'enrichissement en un toxique pourrait servir à trouver les causes de la toxicité observée. Par exemple, des essais sur des sédiments prélevés près de New York ont semblé incriminer la concentration de dioxines. L'ajout de dioxines à un sédiment de référence n'a cependant pas révélé de toxicité à aucune des concentrations, orientant la recherche vers d'autres causes (Barber *et al.*, 1998).

Les techniques de dilution des sédiments d'essai contaminés ne sont pas encore normalisées, et on éprouve beaucoup de difficultés à obtenir des mélanges homogènes et représentatifs. Par exemple, la structure physique du sédiment risque d'être perturbée par le mélange de ce dernier avec du sédiment témoin ; le sédiment témoin pourrait différer de l'échantillon d'essai par des variables critiques telles que la granulométrie et la capacité de liaison chimique. Le mélange de deux sédiments peut donc modifier les propriétés physico-chimiques et entourer les constatations des essais toxicologiques de confusion[40].

En dépit de cette lacune et de ces difficultés, on conserve une certaine liberté dans le choix de la méthode de dilution du sédiment d'essai dans un sédiment « non pollué ». Cependant, le meilleur sédiment « non pollué » serait un sédiment témoin artificiel, d'une composition en matières organiques et d'une composition granulométrique imitant celles du sédiment d'essai. On trouve des renseignements appuyant le choix d'un sédiment témoin artificiel dans les méthodes d'Environnement Canada employant, pour les essais sur sédiments, des amphipodes et des chironomes dulcicoles ainsi que des polychètes marins (EC, 1997a ; b ; en préparation, b) et dans le document sur l'enrichissement des échantillons (EC, 1995a). Des sédiments non contaminés de la même localité que l'échantillon d'essai (c'est-à-dire des sédiments de référence) seraient aussi utiles, mais seulement s'ils étaient semblables à ce dernier pour ce qui concerne la granulométrie et les caractéristiques influant sur les propriétés chimiques (Nelson *et al.*, 1993).

Sédiments témoins. — Il s'agit de sédiments naturels ou artificiels (« préparés »), de composition définie et de qualité constante, réputés exempts de toxicité chimique directe pour l'organisme en expérience. Souvent, les sédiments témoins sont le sédiment d'élevage ou de culture de cet organisme (Burton, 1992). Ils font partie intégrante du dispositif de maîtrise de la qualité des essais toxicologiques sur sédiments (EC, 1995a). L'emploi de plusieurs sédiments témoins, aux propriétés physico-chimiques (p. ex. granulométrie ou teneur en matière organique) différentes permet de comparer les effets biologiques (dus aux toxiques ou aux propriétés physico-chimiques) des échantillons à tout effet qui, chez les témoins, est causé par des propriétés indépendantes des contaminants. La comparaison des réactions biologiques dans les sédiments témoins et de référence (voir la rubrique qui suit) pourrait révéler, dans le sédiment de référence, une toxicité chimique attribuable à des contaminants non décelés ou à des substances naturellement présentes ou elle permettrait de distinguer des effets dus à différentes caractéristiques physico-chimiques.

Sédiments de référence. — On devrait les prélever près

---

40. L'ajout d'un sédiment non pollué au sédiment d'essai n'est pas une simple dilution comme dans les essais en milieu aqueux. Le sédiment non pollué présente des surfaces réactives fraîches sur lesquelles les toxiques du sédiment d'essai peuvent s'adsorber, ce qui réduirait la biodisponibilité à un degré supérieur à ce que l'on pourrait estimer à partir des simples proportions des deux types de sédiments (Burton, 1992). On a utilisé du sable non pollué dans les essais en raison de sa faible capacité d'adsorption et parce qu'il est moins susceptible de réduire la biodisponibilité (p. ex. Tay *et al.*, 1992). Cependant, le sable a engendré des courbes concaves (U) (à suivre...)

40. (...suite)
dans les essais toxicologiques employant de nombreuses concentrations, la toxicité apparente minimale correspondant aux concentrations intermédiaires (DeWitt *et al.*, 1988 ; Nelson *et al.*, 1993).

de l'emplacement d'où proviennent les sédiments d'essai, mais à l'extérieur de la zone de contamination. On les présume non pollués. On les choisit possédant des caractéristiques physico-chimiques aussi semblables à celles des sédiments d'essai qu'il est pratique de l'être les environs de la zone étudiée (Burton, 1992), notamment : la granulométrie, la teneur en matière organique, la nature des argiles et de la matière organique, la salinité de l'eau de porosité. Les enquêteurs signalent la difficulté d'assortir les concentrations de COT des sédiments de référence et des sédiments d'essai, puisque ce paramètre est souvent plus élevé dans les zones polluées.

Dans les sédiments, la granulométrie influe sur la mobilité et le comportement des toxiques. Les substances organiques et les métaux se lient plus facilement aux limons et aux argiles fins qu'aux sables et aux graviers grossiers, parce que les fines particules possèdent une plus grande surface par unité de volume et plus de charges de surface. Les sédiments fins englobent les argiles, les oxydes métalliques, les sulfures et les agrégats de matière organique (Lamberson *et al.*, 1992). L'accroissement de la proportion de sédiments fins peut augmenter la toxicité mesurée des sédiments par l'essai Microtox (Tay *et al.*, 1998). La granulométrie peut également constituer un facteur important d'habitat pour les invertébrés benthiques utilisés dans les essais. Leur survie peut être faible dans un sédiment à la granulométrie peu propice, même en l'absence de contamination (DeWitt *et al.*, 1988 ; Becker *et al.*, 1990). La densité des sédiments peut empêcher les organismes d'y fouir, d'y construire des tubes ou de s'y alimenter, tandis que les sédiments grossiers pourraient ne pas fournir le substrat, la nourriture ou ne pas permettre la construction de tubes (Nelson *et al.*, 1993). Ces effets pourraient réduire la toxicité si l'organisme n'a pas creusé les sédiments ou l'accroître en imposant un stress secondaire (Lamberson *et al.*, 1992). Pour les invertébrés, il est impossible de formuler des généralisations simples, et Tay *et al.* (1998) décrivent les conclusions selon lesquelles, dans les essais avec des sédiments et différents amphipodes, des espèces ont révélé l'effet important de la granulométrie, tandis que d'autres ont semblé presque indifférentes à ce paramètre.

La porosité est la proportion du réseau de lacunes qui autorise l'entrée et la circulation de l'eau dans le sédiment. Elle est déterminée par la granulométrie, mais, aussi, par la profondeur dans le sédiment, parce qu'elle diminue dans cette dernière en raison du tassement dû à la masse. La porosité est l'un des facteurs de la capacité de rétention de l'eau du sédiment et elle intervient aussi dans la qualité de l'eau de porosité. Les sédiments poreux renferment plus d'eau de porosité, mais ils tendent à être moins toxiques, par unité de volume, en raison de la dilution. Les sédiments poreux autorisent une migration descendante plus rapide de l'oxygène de l'eau les recouvrant et une migration vers le haut plus rapide des toxiques provenant des couches pauvres en oxygène (principalement de l'ammoniaque). La porosité influe aussi sur les préférences des organismes fouisseurs.

L'uniformisation de la teneur en carbone organique et de la granulométrie d'un sédiment de référence influe de façon générale sur la stabilisation des autres caractéristiques. La teneur en matière organique (mesurée par le COT) détermine en grande partie la capacité de complexation des métaux, des substances organiques et des toxiques organiques naturels par les sédiments. On peut donc se servir de la normalisation de la teneur en COT pour corriger les différences dans la complexation (§ 4.11.3). De même, beaucoup de caractéristiques physico-chimiques tendent à être corrélées avec la granulométrie et deviennent plus comparables si on normalise cette dernière.

Le sédiment de référence prélevé dans un endroit semblable à la source des sédiments d'essai et situé dans ses parages est plus susceptible de leur ressembler. Par exemple, si l'essai concerne les sédiments prélevés près de la rive d'un cours d'eau, en aval d'une ville, les sédiments de référence convenables proviendraient de la même rive en amont de la ville plutôt que de la zone médiane du cours d'eau à proximité de la ville où les facteurs du milieu différeraient probablement. Pour un lieu d'immersion en mer, les sédiments de référence devraient provenir d'une zone non polluée de la même baie, du même détroit, du même havre ou de la même anse ou, si c'est nécessaire, d'une échancrure proche du littoral et semblable. Les échantillons devraient provenir à peu près de la même profondeur et d'un emplacement soumis aux mêmes grandes influences qui s'exercent sur la qualité des sédiments (p. ex. courants, apports fluviatiles). Dans les estuaires, on devrait éviter les différences de salinité de l'eau de porosité, source de confusion. Certains chercheurs prélèvent d'abord le ou les sédiments d'essai, effectuent un échantillonnage exploratoire, puis prélèvent trois ou quatre sédiments qui pourraient servir de référence. Ils évaluent en laboratoire la toxicité et les caractéristiques chimiques de ces derniers et ils retiennent pour le programme d'essais celui qui convient le mieux.

Dans le § 5.3.2, on traite des difficultés pratiques de prélèvement des échantillons de référence et de la façon de les résoudre.

Si on ne peut pas obtenir de sédiment de référence convenable, on pourrait préparer un sédiment témoin artificiel possédant une teneur en COT et une granulométrie correspondant à celles du sédiment d'essai. Cependant, il faut pour cela faire l'évaluation physico-chimique des sédiments d'essai avant de planifier la préparation du sédiment artificiel. Hamr *et al.* (1994) ont étudié la préparation de sédiments artificiels de référence dans le contexte des essais toxicologiques d'Environnement Canada. On pense que l'augmentation des connaissances permettra de prévoir plus justement, à partir des caractéristiques physico-chimiques d'un sédiment, les diverses qualités de la communauté biologique auxquelles il conviendrait. Cette connaissance des « conditions de référence » (Day *et al.*, 1996) devrait aider à définir des sédiments de référence convenant aux essais toxicologiques (v. § 5.5.4).

4.11.2 Essais employant de l'eau de porosité ou un extrait

Repères

- *La toxicité de l'eau de porosité est bonne à connaître parce qu'elle se révèle souvent équivalente à la toxicité de tous les contaminants hydrosolubles du sédiment entier. Cette observation empirique est étayée par les attentes de la recherche sur le partage des contaminants organiques non polaires entre la phase solide et l'eau de porosité.*
- *Les spécialistes tendent à favoriser les essais de toxicité du sédiment entier, qu'ils considèrent comme plus représentatifs de la réalité. En effet, dans l'essai portant sur l'eau de porosité, on oxygène cette dernière, qui pourrait normalement être pauvre en oxygène. On abaisse et élimine ainsi les concentrations de sulfures toxiques et on rend toxiques des métaux qui ne l'étaient pas.*
- *Les essais sur des extraits de sédiment tendent à surestimer la toxicité du sédiment et sont des plus utiles aux relevés exploratoires et à l'identification des constituants toxiques.*

Au laboratoire, on peut obtenir deux types utiles d'échantillons liquides à partir des sédiments :

1. des échantillons d'**eau de porosité**, par traitement physique, habituellement par centrifugation et filtration.
2. des **extraits** non aqueux, par ajout d'un solvant non polaire et agitation pour faire passer les contaminants liés dans le solvant. (Le solvant peut servir de véhicule dans les essais toxicologiques en milieu aqueux ou être éliminé par évaporation [Schiewe *et al.*, 1985][41].)

Des sédiments possédant la même concentration totale de composés organiques ou de métaux peuvent manifester des toxicités très différentes parce que les substances chimiques y sont liées à des degrés différents, ce qui influe sur la biodisponibilité (Di Toro *et al.*, 1990 ; Giesy *et al.*, 1990). La principale voie d'exposition du benthos à certaines substances est l'eau de porosité plutôt que la phase solide (Di Toro *et al.*, 1991), bien qu'il existe des exceptions notables [42]. La concentration de substances chimiques dans l'eau de porosité est principalement déterminée par leur affinité pour certains constituants solides, particulièrement le carbone organique. Ainsi, il s'établit un équilibre dans le partage entre la fraction de la substance fixée par sorption aux particules de sédiment et la fraction dissoute et disponible dans l'eau de porosité.

Le partage est en équilibre lorsque l'*activité* chimique d'un toxique est égale dans les phases aqueuse et solide, bien que sa concentration massique dans chaque phase puisse différer. Di Toro *et al.* (1991) font une synthèse complète de la question. La description des méthodes numériques la plus facile à suivre est donnée dans l'OCDE (1995a ; section 9).

De cette manière, les concentrations présentes dans l'eau de porosité dénotent le comportement de partage des

---

41. Par exemple, on a souvent utilisé des solvants non polaires pour les extractions du sédiment en vue de l'essai Microtox[MD] de luminescence bactérienne en phase liquide (Ankley *et al.*, 1989 ; Tay *et al.*, 1992 ; Jacobs *et al.*, 1992 ; Ho et Quinn, 1993).

42. Les composés organiques hydrophobes et certains métaux étant liés plus fortement aux particules, l'exposition à ces dernières est plus importante pour l'organisme. Par exemple, les organismes benthiques qui ingèrent les sédiments accumulent le benzo[*a*]pyrène et l'hexachlorobiphényle, principalement à partir des particules ingérées (Kukkonen et Landrum, 1995). D'autres substances peuvent être plus assimilables à partir du sédiment entier que de l'eau de porosité ou d'élutriats (Harkey *et al.*, 1994). Pour certains détritivores, l'absorption par l'appareil digestif peut être beaucoup plus importante que l'absorption au travers des téguments au contact de l'eau de porosité ; le polychète marin *Capitella* a ainsi absorbé de 20 à 30 fois plus de fluoranthène par l'appareil digestif (Forbes *et al.*, 1998).

substances dans les sédiments (Ankley *et al.*, 1991a). Il s'ensuit que la toxicité de l'eau de porosité devrait souvent représenter celle du sédiment entier. Si cela était toujours vrai, il serait plus facile d'effectuer les essais sur cette eau, puisque l'on pourrait aisément éprouver plusieurs concentrations et, si on le voulait, on pourrait utiliser des essais biens connus en milieu aquatique (p. ex. avec une daphnie ou le tête-de-boule, qui sont bien uniformisés, mais qui n'utilisent pas d'organismes vivant dans les sédiments). Carr (1998) examine les avantages des essais employant l'eau de porosité et, aussi, les organismes qui se prêtent à ces essais ainsi que les détails pratiques de leur réalisation.

Cependant, d'autres facteurs peuvent rendre l'eau de porosité un moins bon estimateur de la toxicité du sédiment entier. Les alinéas qui suivent sont consacrés à la description des deux aspects de la question. Actuellement, l'évaluation toxicologique d'un sédiment devrait probablement utiliser une combinaison de méthodes pour l'eau de porosité et pour le sédiment entier.

On s'accorde d'une certaine façon à dire que les essais avec l'eau de porosité peuvent être utiles et donner une idée fidèle de la toxicité du sédiment entier. Ces essais peuvent légèrement surestimer cette toxicité (Sasson-Brickson et Burton, 1991 ; Ankley *et al.*, 1991b), mais il y a des exceptions (Giesy *et al.*, 1990). On trouvera des indications détaillées sur le prélèvement de l'eau de porosité, sur place et au laboratoire, dans Environnement Canada (1994c) et dans les méthodes d'essai de ce ministère pour les sédiments (EC, 1992e ; EC, 1997a ; b ; en préparation, b).

En dépit de son utilité apparente, les spécialistes ne s'entendraient pas pour que l'eau de porosité remplace les sédiments entiers. Une raison se trouve dans la désoxygénation normale des sédiments profonds et la présence de sulfures. Par suite de la réduction bactérienne des sulfates, l'eau interstitielle des sédiments peut renfermer du sulfure d'hydrogène (H_2S) et des ions sulfhydryles (HS) ; le premier prédomine au-dessous du pH 7, les seconds au-dessus. Les deux disparaissent facilement en moins d'une journée ou deux à la faveur de l'aération et de l'oxydation coïncidant avec l'extraction et les essais sur l'eau de porosité. Ces essais ne reflètent donc pas leur toxicité. Dans les sédiments non perturbés, les sulfures tendent à détoxiquer les métaux en formant des sulfures métalliques et des complexes polysulfurés ; les métaux non toxiques peuvent englober le cuivre, le cadmium, le mercure, le plomb et le zinc. Oxydés, les métaux forment de nouvelles espèces chimiques et peuvent manifester leur toxicité dans les essais employant l'eau de porosité (Wang, 1998 ; voir aussi le § 4.11.4).

Même si on utilise des *élutriats* pour les essais sur les sols, ils ne conviennent pas aux essais sur les sédiments, et Environnement Canada ne les recommande pas.

Les *extraits* tendent à être plus toxiques que l'eau de porosité (p. ex. Tay *et al.*, 1992), mais ils sont plus difficiles à corréler à des effets éventuels dans l'environnement. Les solvants peuvent mobiliser des toxiques combinés aux particules qui, dans la nature, posséderaient une faible activité biologique, et la toxicité du solvant même peut fausser les résultats de l'essai (v. § 4.12.3 et 4.13.1). La toxicité apparente du même sédiment varie selon le solvant utilisé (Ho et Quinn, 1993), et des toxiques naturels tels que le soufre peuvent être extraits en même temps que les contaminants d'origine anthropique (Jacobs *et al.*, 1992). Les extraits sont des plus utiles aux relevés préliminaires visant à localiser les sédiments éventuellement toxiques et aux tentatives pour identifier les toxiques présents dans un sédiment (§ 4.7).

4.11.3 Normalisation du carbone organique total

Repères

- *La concentration d'une substance organique dissoute dans l'eau de porosité et biodisponible peut s'estimer par la relation $K_{oo} \cdot f_{oo}$. où K_{oo} est le coefficient de sorption sur le carbone organique et f_{oo} est la proportion de carbone organique dans le sédiment.*
- *Cette équation peut servir à normaliser les concentrations de toxiques dans les sédiments qui diffèrent par leur teneur en carbone organique, pour en comparer les effets potentiels. Cependant, comme les relations sont mal étayées par la documentation, différentes molécules organiques aux capacités différentes de sorption peuvent limiter l'amélioration de la normalisation de la toxicité.*

La séparation entre les phases liquide et aqueuse détermine évidemment la biodisponibilité de nombreux composés organiques et métaux présents dans les sédiments. Le COT des sédiments est le principal facteur d'influence sur le partage des composés organiques non polaires (neutres) [Di Toro *et al.*, 1991]. Les acides humiques et fulviques constituent la plus grande partie de

la matière organique des sédiments, et le COT est un indicateur de leur concentration. Ces acides organiques polycycliques possèdent une forte affinité pour les composés organiques hydrophobes, avec lesquels ils forment des complexes stables, chimiquement inactifs, qui, dans de nombreux cas, sont aussi biologiquement inactifs.

En général, plus la teneur en COT du sédiment est élevée, plus forte est la proportion d'un constituant du sédiment à être lié à la matière organique, cessant par le fait même d'être biodisponible. Ainsi, différents sédiments renfermant la même masse de contaminant peuvent manifester une toxicité très différente, en fonction de la concentration de COT (Nebeker *et al.*, 1989). Le COT peut donc servir à normaliser les concentrations de contaminants selon leur potentiel d'activité biologique (Di Toro *et al.*, 1991).

L'affinité d'un composé organique pour les composés carbonés des sédiments est déterminée par son hydrophobicité, mesurée par le coefficient de *sorption sur le carbone organique* (K_{co}). On peut prévoir la valeur de ce coefficient à partir des régressions utilisant le coefficient de partage entre l'octanol et l'eau (K_{oe}) [§ 4.6]. En pratique, les deux sont équivalents dans les sédiments (Di Toro *et al.*, 1991). On prédit la fraction dissoute, biologiquement active, en tant que proportion de la masse totale de substance dans le sédiment par la relation $K_{co} \cdot f_{co}$, où f_{co} est la proportion de carbone organique dans le sédiment. (La concentration dans l'eau de porosité comprend des substances liées aux acides humiques colloïdaux, mais le coefficient de partage en tient également compte.)

Pour la prévision des effets biologiques des toxiques présents dans le sédiment, la concentration estimée qui est disponible dans l'eau de porosité devrait constituer une base raisonnable. Pour un certain nombre d'espèces et de composés organiques neutres, la létalité aiguë dans les essais toxicologiques portant sur les sédiments se manifeste à des concentrations très rapprochées de celles que l'on observe dans les essais standard en milieu aquatique, après normalisation du COT du sédiment (Di Toro *et al.*, 1991). Le partage à l'équilibre, fondé sur le COT, a été proposé comme méthode d'établissement des critères de qualité des sédiments à partir des critères de qualité de l'eau (Di Toro *et al.*, 1991).

Cette explication semble raisonnable, mais elle est probablement simpliste. Tout le carbone organique ne se comporte pas de façon identique dans la sorption des toxiques organiques. La normalisation du carbone ne tient pas nécessairement compte de toutes les différences entre les sédiments et elle pourrait ne pas améliorer considérablement la prévision de la toxicité au-delà de ce qu'autorisent des mesures chimiques brutes (Landrum et Faust, 1995 ; Kukkonen et Landrum, 1996). La recherche en cours devrait pouvoir nous éclairer davantage.

Les métaux peuvent aussi se fixer au carbone organique des sédiments. Ayant examiné ce phénomène, Mahony *et al.* (1996) ont montré que les relations obtenues pour le cuivre et le plomb sont conformes à la théorie. L'activité mesurée du cadmium, cependant, ne s'est pas conformée à la liaison théorique, et aucune explication n'était évidente.

4.11.4 Normalisation des sulfures extractibles aux acides

Repères

- *Certains métaux (Cd, Cu, Ni, Pb et Zn) peuvent être liés par le soufre dans les sédiments et cesser d'être disponibles. Ce partage entre la phase solide et l'eau de porosité du sédiment peut être évalué dans la plupart des sédiments par le dosage des sulfures extractibles à l'acide (SEA). On ne s'attendrait pas à ce que les métaux exercent d'effets toxiques si le rapport molaire du métal au soufre dans le sédiment était inférieur à l'unité.*

On peut estimer le partage de certains métaux entre la phase solide du sédiment et l'eau de porosité en dosant les sulfures extractibles à l'acide (SEA) de la phase solide (Di Toro *et al.*, 1990 ; Carlson *et al.*, 1991). Les SEA sont la fraction de soufre de la phase solide du sédiment, surtout sous forme de sulfure de fer (FeS), que l'on peut extraire à l'acide froid. Les cations des autres métaux peuvent déplacer le fer de ce sulfure pour former des sulfures insolubles, qui restent dans la phase solide et ne sont pas biodisponibles. Un complexe tel que le sulfure de zinc semble plus stable que le complexe de sulfure de fer qu'il remplace, comme l'annonce la théorie (Liber *et al.*, 1996). Comme le rapport du métal au soufre dans ces sulfures est de 1, les SEA n'épuisent pas les ions métalliques de la phase aqueuse dès que le rapport molaire du métal au soufre a atteint l'unité. Par convention, on décrit les dosages de métaux sous l'appellation de *métaux simultanément extraits* (MSE), tandis que l'on note le

rapport molaire par MSE/SEA. Si ce rapport était égal ou inférieur à l'unité, on s'attendrait à ce que le métal ne soit pas libre pour causer d'effets toxiques. Dans certains essais, ce système a permis de prévoir la non-toxicité avec une exactitude de 99 %, et la toxicité des sédiments avec une exactitude de 79 %, lorsque, simultanément, on évaluait les métaux totaux des sédiments par la méthode des unités de toxicité (Hansen *et al.*, 1996). La méthode prédictive vaut également pour les effets sublétaux, dans les essais de plus longue durée (Sibley *et al.*, 1996). On peut habituellement prévoir la bioaccumulation des métaux bivalents du sédiment par le rapport SEA/MSE, mais des exceptions sont possibles. La recherche a amélioré l'utilité des SEA pour la prévision de la bioaccumulation et de la toxicité des métaux (Ankley, 1996 ; Berry *et al.*, 1996) ; les chercheurs préoccupés par la présence de métaux dans les sédiments seraient bien avisés de se tenir au courant des publications dans le domaine.

Théoriquement, tout métal sous forme cationique, dont le sulfure est moins soluble que FeS, devrait déplacer le fer des SEA des sédiments pour former des sulfures métalliques insolubles. Dans la pratique, l'application de ce rapport est limitée à plus d'un titre.

- Actuellement, seuls le cadmium, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc font partie des métaux qui peuvent être rendus non biodisponibles par les SEA. (Il se peut que l'arsenic, le chrome, l'argent et le mercure soient détoxiqués de même par les SEA (Di Toro *et al.*, 1990).
- Rien ne garantit que les métaux seront biodisponibles si le rapport MSE/SEA est plus grand que 1,0 ; d'autres facteurs peuvent entrer en jeu[43].
- Les très faibles concentrations de MSE et/ou de SEA ne devraient pas être considérées comme ayant valeur de prédiction. À l'évidence, la concentration de SEA devrait être supérieure aux limites opérationnelles de détection pour être significatives. Di Toro *et al.* (1990) mentionnent que le rapport n'est pas significatif pour les sédiments oxydés dans lesquels la concentration de SEA est inférieure à 1 µmol/g. Si les concentrations de SEA sont mesurables, mais faibles, cela signifie que l'on devrait prendre en considération les valeurs absolues des concentrations de MSE et de SEA, au même titre que le rapport susmentionné. Quand le rapport est égal, on ne devrait pas accorder le même crédit aux concentrations relativement faibles de SEA et aux concentrations quelque peu supérieures de MSE qu'aux fortes concentrations.

Des observations empiriques ont presque toujours confirmé que les rapports MSE/SEA inférieurs à l'unité étaient associés à l'absence de toxicité des cinq métaux susmentionnés (Cd, Cu, Ni, Pb et Zn). [Évidemment, d'autres substances présentes pourraient rendre le sédiment toxique.] Il semble que l'on puisse se faire une meilleure idée de la capacité de combinaison et des effets de cette dernière sur les organismes si on utilise la soustraction (MSE − SEA) plutôt que le quotient (Hansen *et al.*, 1996). Les valeurs négatives dénoteraient alors l'absence de toxicité.

Dans les lacs d'eau douce, les concentrations de SEA dans les sédiments peuvent varier saisonnièrement, culminant dans les parties profondes des lacs au cours de l'appauvrissement en oxygène accompagnant la stratification estivale (Howard et Evans, 1993). Cette variation montre l'importance de la prise en considération des effets saisonniers dans les évaluations au cours des travaux de terrain. Elle montre aussi l'importance de garder la trace des caractéristiques du terrain pour tout échantillon transporté au laboratoire en vue de l'essai. Les SEA sont labiles dans les sédiments oxygénés, et il faut veiller à maintenir l'anaérobiose au cours du prélèvement et du transport des échantillons et de l'extraction des SEA (EC, 1994c). [La question de l'oxygène convenable pour les organismes au cours des essais sur l'eau de porosité est abordée dans le § 4.12.2.]

4.12 Toxicité des sols

Repères

- *Les essais de toxicité des sols sont chose relativement nouvelle. Les écosystèmes terrestres possédant des caractéristiques uniques, on ne peut simplement extrapoler l'interprétation à partir des systèmes aquatiques.*
- *La structure et la chimie du sol influent fortement sur les résultats des essais. Des témoins et/ou des essais de référence convenables sont indispensables à la bonne interprétation des résultats.*
- *Les sols renferment les trois milieux de base, c'est-à-dire des solides, de l'eau et de l'air. Les divers contaminants peuvent se trouver dans n'importe lequel de ces milieux et atteindre les organismes vivant dans l'un ou plusieurs d'entre eux.*

43. Aux faibles concentrations de SEA, les autres constituants, notamment les acides humiques et fulviques (COT) ainsi que les oxydes de fer et de manganèse peuvent influer fortement sur le partage des métaux (Di Toro *et al.*, 1991 ; Fu *et al.*, 1992).

Les substances toxiques pénètrent dans les sols à la faveur de l'élimination des déchets, des retombées atmosphériques et des applications directes, tant accidentelles (déversements) que délibérées (pulvérisation de pesticides). Les terres des zones industrielles ont généralement été contaminées par les métaux, les aromatiques polycycliques, les matières organiques volatiles et d'autres composés organiques (Dasappa et Loehr, 1991). Les sols sont également contaminés de façon générale — mais faiblement — par des sources ubiquitaires telles que les fuites d'huile et l'usure des pneus des automobiles ainsi que par l'entreposage de substances érodables, lixiviables ou corrodables qui sont en contact direct avec eux. Les métaux et les composés hydrophobes tendent à se lier aux particules de sol, après quoi les composés organiques tendent à résister à la dégradation biologique. Même les matières organiques volatiles peuvent subsister de nombreuses années dans le sol si elles descendent sous la zone d'activité biologique. En conséquence, les sols tendent globalement à accumuler les contaminants ou, s'ils sont perturbés, ils peuvent être une source de contamination à la faveur de la lixiviation ou du ruissellement.

Les écosystèmes terrestres peuvent être gravement endommagés par les sols contaminés, puisque les sols en constituent les fondations. Tout le réseau trophique dépend, au bout du compte, de la croissance végétale, et les végétaux dépendent du sol qui leur sert de point d'appui, leur fournit l'eau et les éléments nutritifs. Les toxiques menacent aussi directement les invertébrés et les microbes du sol et ils peuvent inhiber les processus essentiels tels que la décomposition et le cycle des éléments nutritifs.

La contamination due à un déversement peut se déplacer vers les eaux souterraines, à une vitesse et dans une direction qui dépendent des affinités du contaminant pour l'eau ou les particules de sol ainsi que du débit et du sens dominant de l'écoulement des eaux souterraines. Les substances tendent à atténuer leurs effets en se déplaçant dans le sol. En conséquence, une exposition aiguë massive à la surface du sol peut devenir une concentration sublétale chronique dans les eaux souterraines et peut-être dans les nappes d'eau en aval.

Les essais toxicologiques appliqués aux sols sont un domaine relativement nouveau, dont les méthodes et l'interprétation sont moins perfectionnées que pour les essais sur les effluents, l'eau et les sédiments. Les essais sur les sols et les sédiments aquatiques (§ 4.11) partagent de nombreuses caractéristiques, mais les écosystèmes terrestres sont distincts, et les méthodes d'interprétation ne peuvent pas être extrapolées des écosystèmes aquatiques aux sols. Environnement Canada a dressé un bilan détaillé et comparatif des méthodes d'essai des lieux contaminés (EC, 1996a). On trouve des renseignements exhaustifs dans un vade-mecum des essais de toxicité sublétale des sols, à l'aide d'invertébrés, qui vient d'Europe (Løkke et van Gestel, 1998) : dans une première partie, des renseignements de base sur les démarches expérimentales ; dans la seconde, la description et la discussion de 10 méthodes d'essai et des organismes utilisés. Sheppard *et al.* (1998) ont présenté le compte rendu d'un atelier ayant porté sur les essais employant des vers de terre.

La structure et les caractéristiques chimiques du sol influent fortement sur les résultats des essais. Les organismes du sol peuvent être exposés aux trois phases de toxiques : la phase vapeur dans les interstices ; l'eau de porosité ; les particules solides. La structure du sol et la nature des phases varient selon la localité, de sorte que la connaissance du cheminement d'un toxique dans ces phases est évidemment importante pour l'interprétation et la prévision des répercussions. À cette fin, on collecte des renseignements sur les métaux, par exemple, en utilisant les données sur la toxicité en milieu aqueux et les coefficients convenables de partage entre les solides et les liquides. Ainsi, on pose implicitement comme hypothèses que : *a*) la concentration d'un métal dans l'eau de porosité est le facteur toxicologique important ; *b*) les concentrations dans l'eau de porosité et la phase solide sont en équilibre chimique (Janssen *et al.*, 1997a, b). Ces hypothèses semblent raisonnables, puisque la bioconcentration des métaux dans les organismes du sol semble déterminée par les mêmes caractéristiques que les coefficients de partage entre le sol et l'eau de porosité (Janssen *et al.*, 1997b). Dans le cas du cuivre et du plomb, Sauvé *et al.* (1998) ont examiné l'estimation de l'activité des métaux libres dans l'eau de porosité au moyen de régressions fondées sur la formation de nouvelles molécules chimiques dans les sols contaminés. À son tour, l'activité des métaux libres peut être reliée à la toxicité, ce qui ouvre une piste pour l'élaboration de critères de qualité des sols.

L'interprétation des résultats des essais toxicologiques pour les sols est grandement facilitée par la réalisation des essais convenables avec des témoins et le milieu de référence. L'extrapolation des résultats à l'environnement

exige des précautions sur lesquelles Sloof *et al.* (1986) donnent des orientations.

Dernier élément de complexité : la biodégradation du contaminant est particulièrement importante au cours des essais sur les sols. Des approches pour l'évaluation de la dégradation dans le sol et l'inclusion de ces résultats dans les évaluations environnementales ont été mises au point pour certaines catégories de polymères de synthèse et décrites dans plusieurs chapitres d'un traité sur les polymères (Hamilton et Sutcliffe, 1997).

4.12.1 Essais avec sol entier

Repères

- *Les **sols témoins** sont les sols naturels ou artificiels, réputés non toxiques pour les organismes en expérience. Leur emploi fait partie de la maîtrise de la qualité. Le **sol de référence** est un sol naturel sélectionné en raison de ses caractéristiques physico-chimiques semblables à celles du sol d'essai, mais il est peu contaminé par des causes anthropiques. La comparaison des résultats obtenus avec le sol témoin et le sol de référence peut révéler des contraintes d'origine naturelle telles qu'une structure défavorable du sol ou des contaminants non décelés.*
- *On peut obtenir une série de concentrations de sols d'essai toxiques par dilution de ces sols avec un sol témoin, souvent artificiel.*
- *On peut vérifier le pouvoir d'une substance toxique connue dans le sol auquel on s'intéresse en enrichissant les sous-échantillons de ce dernier de la substance et en mesurant leur toxicité.*

La façon la plus simple et la plus directe de mesurer la toxicité d'un sol est d'exposer des organismes à des échantillons en grande partie non perturbés de sol entier. Les essais avec sol entier sont ordinairement utilisés pour cribler les échantillons prélevés sur le terrain, dans le dessein d'évaluer de façon générale la toxicité du sol. Par un tel essai, on pourrait mesurer la croissance et la survie de vers de terre ou la germination et la levée de semences. La toxicité s'exprime communément par le taux de survie des vers de terre, leur pourcentage moyen de perte de poids après une période donnée ou le pourcentage de semences donnant des pousses.

Les essais sur sol entier sont le mieux réalisés par comparaison des résultats avec ceux de sols témoins et d'un sol de référence. Le *sol de référence* possède des caractéristiques physico-chimiques semblables à celles du sol d'essai, mais sans contamination appréciable d'origine anthropique, et il est habituellement prélevé près de la zone contaminée (§ 4.12.2).

Les *sols témoins* sont des sols naturels ou artificiels de composition définie et de qualité constante, réputés exempts de toxicité chimique directe pour les organismes en expérience. Souvent, ils sont artificiels, et leur composition est précisée dans la méthode d'essai. Les essais témoins montrent si les effets biologiques proviennent de causes extrinsèques, par exemple des organismes en mauvaise santé ou une eau de dilution de piètre qualité, qui pourraient contribuer à la toxicité *apparente* des échantillons d'essai. En révélant ces effets de base, les sols témoins favorisent la maîtrise de la qualité. La comparaison de constatations portant sur le sol témoin et le sol de référence peut révéler, dans ce dernier, la présence d'une toxicité chimique due à des contaminants non décelés ou à une substance naturellement présente.

Essais avec une série de concentrations. — Il faut, pour estimer un effet quantitatif (CL 50, CE 50, etc.) plutôt qu'un pourcentage de réponse dans le sol non dilué, une série de concentrations du sol entier. Cela pourrait être souhaitable, par exemple, pour cartographier les divers degrés de contamination d'une décharge pour déchets dangereux. La dilution des sols d'essai peut poser des difficultés de mode opératoire. La structure du sol peut être perturbée par son mélange avec le diluant ou, encore, le diluant peut différer du sol par sa granulométrie, sa capacité de liaison chimique ou d'autres caractéristiques importantes. C'est pourquoi la dilution des sols entiers peut modifier les propriétés physico-chimiques de la matrice du sol et confondre les résultats de tout essai toxicologique ultérieur. Pour cela, on peut utiliser deux remèdes : *a*) un sol artificiel ; *b*) des extraits liquides (§ 4.12.3).

On emploie souvent un sol artificiel (c'est-à-dire un sol témoin, fabriqué à partir d'une recette) pour les essais avec des séries de concentrations. Ce sol agit comme milieu d'essai et il permet de distinguer les effets des toxiques des effets du type de sol. Le diluant standard facilite la comparabilité des différents essais toxicologiques. Si la dilution modifie les caractéristiques physiques du sol d'essai, on devrait noter la nature de la modification.

La plupart des sols artificiels tendent à imiter un loam sableux typique et ils consistent en un mélange de sable, d'argile et de tourbe visant à créer les caractéristiques physico-chimiques favorisant la santé des végétaux et des invertébrés. On a aussi utilisé des milieux plus simples. Par exemple, le sable pur peut suffire pour les essais de germination, parce qu'il ne lui faut fournir qu'un soutien aux semences et qu'il possède relativement peu de surfaces sur lesquelles les substances chimiques peuvent s'adsorber et se combiner (Baud-Grasset *et al.*, 1993). L'emploi d'un sol standard rend plus difficile l'extrapolation des résultats à un type de sol différent existant dans la nature. Au Canada, un loam sableux standard pourrait ne pas être représentatif des types locaux auxquels on pourrait s'intéresser, tels que les sols de forêt ou de toundra.

Dans un contexte canadien, un sol de référence pourrait être avantageux pour la dilution, en raison de la probabilité qu'il ressemble beaucoup à l'échantillon d'essai. Cela pourrait être vital pour les prévisions concernant une décharge de déchets dangereux.

Si on connaît la substance ou le produit chimique toxique, on peut en évaluer l'action dans un sol particulier en ajoutant diverses concentrations dans une série de sous-échantillons du sol entier. On créerait ainsi, pour l'essai toxicologique, une série de concentrations. En la mélangeant à fond, on permettrait à la substance de se fixer ou, autrement, de réagir avec les particules de sol. Ces essais avec des ajouts dosés reproduiraient la toxicité attribuable à une pénétration récente dans le sol. À long terme, les molécules liées en surface pourraient être plus solidement liées, être moins biodisponibles et, en conséquence, être moins toxiques. Dans ces essais, on ajouterait habituellement les toxiques organiques dans un solvant qui servirait de véhicule, tandis qu'on ajouterait les métaux en solution aqueuse.

4.12.2 Sélection des sols de référence

Repères

- *On devrait prélever les sols de référence à proximité de l'endroit d'où proviennent les échantillons d'essai, mais à l'extérieur de la zone de contamination. Ils devraient être semblables autant que possible aux sols d'essai, particulièrement par leur texture (granulométrie), leur porosité (vides), leur teneur en matière organique et leur capacité d'échange cationique.*
- *Les sols de référence devraient provenir du même ordre et grand groupe de sols (p. ex. tchernozem brun foncé) que les sols d'essai. Ils devraient provenir du même horizon (niveau) d'origine et avoir subi le même degré de perturbation.*

Les sols de référence devraient être aussi semblables que possible aux sols d'essai, dans leurs caractéristiques physico-chimiques, notamment la texture (granulométrie), la porosité (vides), la teneur en matière organique, la capacité d'échange cationique et l'horizon d'origine. Les manuels de pédologie donnent des renseignements détaillés sur les propriétés des sols (Foth et Turk, 1972 ; Brady, 1974).

La texture d'un sol en détermine les autres caractéristiques, la santé des organismes endémiques et l'activité des toxiques. Les sols grossiers, s'égouttent rapidement, sont pauvres en éléments nutritifs et sont peut capables de lier les composés polaires et les ions. Inversement, les sols riches en limons et argiles fins possèdent moins de vides, sont plus capables de retenir l'humidité et possèdent une capacité plus grande de liaison des substances chargées, notamment des éléments nutritifs et des composés organiques. Les sols argileux s'égouttent lentement et peuvent être trop compacts pour les organismes fouisseurs.

La porosité du sol est étroitement reliée à la texture. Elle a trait à la taille et à la continuité des vides entre les particules solides et elle est déterminée par la texture, le tassement et les agents biologiques (fouisseurs, racines). Les vides s'emplissent d'eau ou d'air selon l'humidité du sol. À leur capacité au champ (c'est-à-dire à leur humidité quand l'égouttement gravitaire a cessé), les sols grossiers renferment moins d'eau que les sols fins. Les sols poreux s'égouttent rapidement et permettent une migration plus rapide des contaminants. La texture ou la porosité influent aussi beaucoup sur le fouissage (des vers de terre par exemple) ou sur la pénétration des racines.

Les argiles fixent certains toxiques. Les particules possédant une charge négative nette peuvent lier les cations, en fonction de la densité des sites d'échange mesurée par la capacité d'échange cationique (CEC). Cette donnée est importante pour l'agriculture, mais elle influe aussi sur la fixation des métaux et des composés organiques polaires. Le type d'argile et la teneur en cette dernière influent sur la CEC. Les argiles smectiques s'étageant sur plusieurs couches possèdent une capacité plus grande et plus forte de liaison que les simples argiles

kaoliniques, diminuant ainsi l'assimilabilité des substances polaires.

La matière organique, qui, par unité de masse, possède une capacité plus grande de complexation que les argiles, constitue un facteur très important de liaison des substances polaires et non polaires par le sol. Les composés organiques hydrophobes se lient fortement à la matière organique particulaire et manifestent une biodisponibilité extrêmement faible. La teneur en matière organique est également une variable importante de l'habitat pour les organismes vivant dans le sol et elle influe sur d'autres caractéristiques telles que le pH et l'activité microbienne. Dans les sols agricoles (sauf les terres noires), elle est de moins de 2 % en poids, mais, dans les sols non perturbés des parcours et des forêts, ce taux peut atteindre 20 à 30 %.

Dans les sols, il se forme naturellement des couches horizontales distinctes (horizons), en raison de l'élution des composés vers le bas et du dépôt en surface. Comme la structure et le comportement chimique peuvent différer beaucoup entre les horizons, il importe que les échantillons de référence et d'essai proviennent du même horizon. La plupart des essais toxicologiques sur les sols privilégient l'horizon supérieur (A), mais, en cas de contamination plus profonde, on pourrait aussi prélever le sol des horizons B ou C.

La classification des sols du Canada comporte des *ordres* (p. ex. tchernozems) et des *grands groupes* (p. ex. tchernozems brun foncé) [Agriculture Canada, 1987]. Les sols de référence devraient au moins appartenir au même ordre que le sol d'essai. S'ils sont prélevés le plus près possible l'un de l'autre, ils appartiendront probablement au même grand groupe. Le sol de référence doit aussi avoir subi le même degré de perturbation (p. ex. les sols agricoles ne devraient pas être appariés avec des sols non perturbés de forêts ou de parcours). Si la contamination est répandue et si le sol de référence doit être prélevé dans une autre station, il peut encore être comparable s'il correspond au même grand groupe, au même horizon et au même degré de perturbation que le sol d'essai.

4.12.3 Essais sur extraits de sol

Repères

- *Renfermant les substances les plus hydrosolubles du sol, les lixiviats peuvent être dépourvus de certains contaminants peu mobiles.*
- *Les élutriats sont considérés comme raisonnablement représentatifs de la composition véritable du cortège de substances qui pourraient atteindre les eaux souterraines.*
- *Les extraits ont servi à estimer la quantité totale de contaminants toxiques dans un échantillon de sol, mais la validité de l'hypothèse présidant à leur emploi reste incertaine.*
- *Les essais sur sol entier employant des végétaux et des invertébrés terrestres continuent d'être le meilleur moyen d'évaluer le danger pour l'environnement.*

Dans les essais toxicologiques, on peut se servir d'extraits liquides de sols, en profitant d'avantages apparents pour les manipulations : 1° ces extraits autorisent des essais sur des séries de concentrations sans risque de confusion ; 2° ils permettent d'utiliser des essais uniformisés en milieu aquatique mieux connus (cet avantage est contestable, en raison des difficultés d'interpréter l'importance écologique, pour des organismes du sol, de résultats obtenus strictement à l'aide d'organismes aquatiques). Les motifs du choix des essais en milieu aquatique seraient plus convaincants si on voulait évaluer le danger dû à l'eau souterraine qui pourrait ressurgir dans des écosystèmes aquatiques (§ 5.5.2). On évalue ordinairement la toxicité des extraits liquides de sol par des essais de luminescence bactérienne ou d'autres essais employant des bactéries, qui permettent un diagnostic rapide et utile. Les essais fondés sur l'allongement des racines de semis conviendraient également.

Pour les essais toxicologiques, on utilise trois grands types d'échantillons liquides extraits des sols :

1. Les *lixiviats* résultant de l'écoulement gravitaire d'eau au travers d'une colonne de sol, sans agitation.
2. Les *élutriats*, produits par mélange de quantités définies de sol et d'eau (habituellement 4 mL d'eau par gramme de sol), avec agitation, pour obtenir les constituants solubles et faiblement liés. Les solides sont ensuite éliminés par centrifugation et filtration ou par décantation (Donnelly *et al.*, 1991).
3. Les *extraits non aqueux* au moyen d'un solvant non polaire tel que le méthanol, le chlorure de méthyle ou le diméthylsufoxyde, puis mélange pour obtenir la plus grande partie des contaminants liés. Soit on utilise le solvant comme véhicule dans les essais toxicologiques soit on le fait évaporer. On soumet ordinairement les extraits à un essai de luminescence bactérienne ou à des essais semblables employant des bactéries (Donnelly *et al.*,

1991).

Environnement Canada fournit des guides détaillés sur l'échantillonnage des sols et la préparation des extraits (EC, 1996a). Les conseils donnés dans cette dernière publication sont utiles parce que les publications sur les divers types d'extraits liquides des sols tendent à être incohérents et confus.

La lixiviation permet d'obtenir plus de substances hydrosolubles que les autres méthodes d'extraction, mais les lixiviats pourraient ne pas contenir certaines substances modérément hydrophobes qui pourraient lentement migrer vers les nappes d'eau proches. Dasappa et Loehr (1991) pensent que les élutriats sont plus représentatifs du cortège de substances susceptibles d'atteindre les eaux souterraines. L'élutriation n'extrait pas non plus tous les toxiques. Par exemple, l'élongation des racines dans les élutriats a été un indicateur moins sensible de la toxicité sur place que la levée des semis en sol entier (Baud-Gasset *et al.*, 1993).

Les extraits servent parfois à estimer la quantité totale de contaminants toxiques dans un échantillon de sol, parce que beaucoup de substances liées aux particules semblent assimilables par les racines et les organismes du sol (Donnelly *et al.*, 1991). Les différents solvants extraient différentes quantités et proportions de contaminants, mais on ne sait pas encore tout à fait quels constituants sont biodisponibles. On devrait interpréter avec prudence les résultats des essais toxicologiques d'extraits, tant que l'on n'aura pas établi de meilleures corrélation avec la toxicité des sols entiers et les effets sur l'environnement. On devrait considérer les essais sur sol entier comme donnant la meilleure indication du danger pour l'environnement.

4.13 Toxicité des substances

Repères

- *On peut tester la plupart des substances simplement au moyen des méthodes normalisées décrites par Environnement Canada et d'autres auteurs.*
- *Certaines substances présentent des difficultés pratiques pour les essais et l'interprétation des résultats. Les propriétés faisant problème dans les essais en milieu aquatique sont notamment la faible solubilité dans l'eau, la volatilité, l'instabilité, les réactions de sorption, la bioaccumulation rapide et la couleur.*
- *Pour interpréter les résultats des essais toxicologiques de ces substances, on devrait d'abord déterminer l'adéquation de la méthode d'essai au problème, l'influence probable de la méthode sur les résultats et la fiabilité de ces derniers. Ensuite, on devrait évaluer comment la propriété faisant problème influe sur l'exposition réelle dans le milieu.*

Certaines substances possèdent des caractéristiques qui en font des sujets d'expérience difficiles. Le chercheur devrait être averti de l'influence de ces caractéristiques sur les résultats. Voici donc une discussion sur le sujet. On peut trouver un traitement instructif et beaucoup plus complet sur une catégorie de substances difficiles à évaluer dans la monographie de Hamilton et Sutcliffe (1997) sur les polymères. Cette catégorie omniprésente de substances trouve des applications en agriculture, dans la transformation des aliments, l'extraction minière, les transports, le traitement des eaux usées, etc. L'évaluation écologique des polymères peut être difficile, car beaucoup sont à peine solubles ou très peu réactifs. Des chapitres de la monographie susmentionnée sont consacrés aux aspects environnementaux et à des sous-catégories précises de ces substances complexes.

4.13.1 Essais sur des substances présentant des difficultés

Les propriétés compliquant les essais seraient notamment la faible solubilité dans l'eau, la volatilité, l'instabilité, la tendance à la sorption, la bioaccumulation rapide et la couleur (Whitehouse et Mallet, 1993).

Si la toxicité excède la limite de solubilité, le composé pourrait simplement être déclaré non toxique à cette limite. On pourrait, d'autre part, améliorer la solubilité d'une substance hydrophobe en la dissolvant dans un solvant non polaire (p. ex. méthanol, acétone) et en mélangeant le tout avec l'eau servant à l'essai. Dans les méthodes d'essai normalisées, on recommande des solvants pour différentes catégories de composés. On se sert d'un témoin du solvant pour déterminer éventuellement la toxicité propre à ce dernier, mais l'ensemble de cette démarche laisse quelque peu à désirer. La contribution du solvant à la toxicité pourrait être trop modeste pour paraître chez le témoin mais elle pourrait néanmoins se combiner à celle de la substance pour fausser les résultats de l'essai. La toxicité des composés hydrophobes peut varier considérablement en présence d'un solvant et elle peut aussi varier avec le solvant (Calleja et Persoone, 1993). Quand on utilise des solvants,

la prudence est de mise dans l'interprétation des effets.

Une solution de rechange aux solvants, lorsque l'on soumet une substance hydrophobe — mais liquide — à des essais dans l'eau, est d'y émulsionner la substance. L'émulsion convient particulièrement aux substances huileuses. Les essais sur les hydrocarbures pétroliers et leurs fractions ainsi rendues hydrosolubles sont un sujet important et complexe. Les modes opératoires sont examinés dans Girling *et al.* (1992) et, plus récemment, par Environnement Canada (Blenkinsopp *et al.*, 1996). Les émulsions instables ont besoin d'un brassage continuel pour empêcher la coalescence des gouttelettes, tâche particulièrement difficile en présence de petits organismes tels que *Daphnia*. Il faut préparer des témoins soumis à un brassage identique. L'évaluation des résultats d'un tel essai exigerait des renseignements détaillés sur les modes opératoires ainsi que des dosages minutieux et représentatifs afin de montrer la stabilité de l'émulsion.

On peut facilement sous-estimer la toxicité des substances volatiles si leur concentration dans les enceintes expérimentales diminue rapidement. Il faut calculer les concentrations effectivement dosées dans les enceintes (toujours la chose à faire) plutôt que d'utiliser des concentrations théoriques. On recommande des systèmes étanchéifiés, avec espace libre minimal, qui sont cependant techniquement difficiles à réaliser, particulièrement dans les longues expositions. Une bonne façon de faire serait de réaliser des essais avec renouvellement fréquent des liquides si cela est possible pour la substance toxique à laquelle on s'intéresse. Les composés volatils font également problème dans les essais sur les sols. La mise au point de méthodes convenables se poursuit.

L'instabilité chimique produit des effets semblables à ceux de la volatilité (sous-estimation de la toxicité, surestimation de la valeur du paramètre de mesure). Il n'existe réellement pas de remède à ce problème qui ne compromet pas la validité de l'essai. Par exemple, les acides gras insaturés exercent une létalité aiguë pour le poisson à des concentrations élevées, mais on ne peut pas en déterminer la CL 50 précise en conditions statiques, en raison de leur décomposition rapide (Leach et Thakore, 1977).

D'autres catégories de substances causent des problèmes semblables. Les composés hydrophobes participent à des phénomènes de sorption sur les surfaces telles que celles des enceintes expérimentales, ce qui réduit la concentration à laquelle les organismes sont exposés. La bioaccumulation rapide entraîne un effet comparable. Les essais doivent alors se faire à des concentrations effectivement mesurées dans l'eau d'essai à des intervalles convenables. Les récipients de verre montrent habituellement le moins de tendance à participer à des phénomènes de sorption avec des toxiques.

La couleur ou la turbidité pourraient gêner des essais tels que de luminescence bactérienne et de croissance des algues, qui mesurent la production ou l'absorption de la lumière. Parfois, on tente d'apporter des corrections découlant de l'emploi de témoins. Pour interpréter ces essais il faudrait connaître tous les détails des mesures dans les solutions d'essai.

La première étape dans l'interprétation des résultats d'essais ayant manifesté l'un de ces problèmes serait de déterminer si le mode opératoire a bien tenu compte de la propriété faisant problème, et de supputer son influence sur les résultats et la fiabilité de ces derniers. Ensuite, il faudrait évaluer comment la propriété influerait sur l'exposition dans le milieu récepteur réel. Les déversements d'une substance très volatile, par exemple, pourraient ne pas produire une exposition suffisamment longue pour causer une toxicité observable. Le rejet constant de la même substance volatile pourrait atteindre cependant un niveau dangereux, plus particulièrement si la substance était rejetée sous la glace. Les substances hydrophobes pourraient se séparer rapidement dans l'eau, mais pourraient constituer un danger à long terme dans les sédiments, particulièrement s'ils sont persistants et s'accumulent dans les tissus.

4.14 Toxicité des eaux de surface

Repères

- *La mesure de la toxicité d'échantillons d'eau de surface ou la réalisation d'essais dans le milieu récepteur même sont une application distincte et utile des essais. (Les essais sur les sédiments et les sols sont en grande partie conçus à cette fin, comme il est indiqué ailleurs dans le présent document.)*
- *Les essais sur des eaux de surface pourraient compléter d'autres mesures ou être parallèles à ces dernières, de façon à étoffer la preuve dans les enquêtes sur la pollution. Ils pourraient être corrélés par des mesures de la toxicité des effluents, de leurs propriétés chimiques et de la dilution de même que par des*

relevés biologiques, afin d'évaluer la toxicité en tant que facteur.

- *Les essais de toxicité de l'eau réceptrice sont d'un emploi particulier dans la démonstration des effets (ou de l'absence d'effet) des rejets ou des déversements, des pulvérisations de pesticides, etc. dont la toxicité est aiguë.*
- *Au cours de la dernière décennie, on a de plus en plus généralement reconnu le droit d'exiger une toxicité nulle au-delà de la zone de mélange.*
- *Les essais portant sur l'eau réceptrice utilisent des modes opératoires normaux, décrits dans les méthodes d'Environnement Canada. Cependant, les essais sur place ne peuvent porter que sur une seule concentration et ils sont assujettis aux concentrations fluctuantes du toxique. Les essais en laboratoire sur des échantillons d'eau de surface échappent à ces contraintes.*

La mesure de la toxicité des eaux de surface, qu'elle se fasse au laboratoire ou dans l'eau réceptrice même, représente une catégorie précise d'essais qui peuvent être utiles dans de nombreuses circonstances. Elle peut fournir une évaluation définitive de la situation toxicologique des eaux de surface. On peut effectuer les essais en laboratoire, avec des échantillons prélevés en des emplacements précis ou on peut exposer des organismes gardés en cages dans des emplacements choisis (essais sur place). [Dans les essais avec un sédiment et un sol, cette évaluation du milieu récepteur est le but habituellement recherché ; on prélève des échantillons sur le terrain, puis on effectue les essais au laboratoire (v. § 4.11, 4.12).]

Les techniques de réalisation des essais avec des eaux de surface et l'application des résultats ne sont pas particulièrement inhabituelles. Les méthodes uniformisées d'essai en milieu aquatique d'Environnement Canada peuvent servir, et la plupart d'entre elles renferment des consignes précises pour l'évaluation des eaux réceptrices (EC, 1990a, b, c ; EC, 1992a, b, c, d, f ; EC, 1998). Les méthodes d'échantillonnage, les techniques d'exposition et le rôle des essais toxicologiques en milieu ambiant et sur place dans la surveillance de l'environnement au Canada ont été décrits dans un guide technique (EC, 1997e). Ce document donne des conseils généraux et utiles, y compris des méthodes de prélèvement des panaches d'effluent dans les estuaires et les eaux côtières.

Les essais sur les eaux de surface pourraient servir seuls ou avec d'autres techniques, dans une approche axée sur la prépondérance de la preuve. Ils pourraient servir à des fins « exploratoires », pour voir si un problème a existé et devrait être examiné plus en profondeur, ou ils pourraient servir à confirmer si des problèmes prévus par des essais toxicologiques ou chimiques en laboratoire ont effectivement existé dans la nature. À cet égard, les essais toxicologiques sur des eaux de surface joueraient un rôle qui doublerait en quelque sorte les études biologiques dans les communautés résidantes. Ces études seraient l'outil le plus puissant, puisqu'elles visent un niveau plus élevé d'intégration biologique, mais les essais toxicologiques seraient habituellement un outil plus économique.

Les essais toxicologiques sur les eaux de surface pourraient servir en même temps que d'autres techniques à des fins particulières. La façon de concevoir ces programmes parallèles et d'en interpréter les résultats se passe, dans une grande mesure, d'explications. Voici certaines combinaisons de techniques :

- *Corréler les résultats des essais toxicologiques sur une eau de surface (ou sur place) à la concentration estimée d'un effluent ou d'une substance dans une série d'emplacements.* C'est l'une des façons les plus directes et les plus convaincantes de montrer si un effluent ou une substance exerce ou non des effets nocifs sur l'environnement. Par exemple, elle est beaucoup plus simple, et probablement plus convaincante, que la méthode de prévision de l'USEPA utilisant des unités de toxicité dans les calculs (v. § 4.10.2).
- *Vérifier si la toxicité d'un effluent ou d'une substance a été modifiée par des facteurs se trouvant dans les eaux de surface.* Les eaux de surface pourraient détoxiquer des molécules organiques en les liant ou elles pourraient augmenter la toxicité en modifiant le pH, la dureté de l'eau, etc. Le chercheur pourrait tenter de prévoir ces modifications à partir de relations connues ou par des essais en laboratoire qui simuleraient les conditions modificatrices ou utiliseraient de l'eau « d'amont ». Cependant, la réalisation d'essais sur des échantillons de l'eau réceptrice pourrait donner une réponse simple, directe et définitive.
- *Corréler la toxicité dans l'eau réceptrice aux effets constatés dans les communautés résidantes.* On pourrait ainsi déterminer si les effets ont été pris en considération par la toxicité ou s'il y a eu manifestation apparente d'autres facteurs tels que la dégradation de l'habitat.

4.14.1 Essais en laboratoire sur une eau réceptrice

Pour évaluer la toxicité dans un périmètre, on peut prélever des échantillons d'eau de surface dans des emplacements où on s'attend à des manifestations de la

toxicité, puis effectuer des essais sur ces échantillons en laboratoire. La létalité dans les eaux de surface est maintenant un phénomène rare, mais les essais sur une eau de surface sont une façon nette d'évaluer la gravité de déversements ou de programmes de traitements pesticides. Pour évaluer les degrés de pollution d'aujourd'hui, généralement inférieurs à ceux d'autrefois, on pourrait tirer parti des nouveaux essais rapides de toxicité sublétale. Quand ils emploient des invertébrés, ces essais sont particulièrement pratiques si l'on veut mesurer rapidement un effet sublétal ou s'il est souhaitable d'utiliser un petit volume d'échantillon afin de comprimer les coûts d'expédition au laboratoire.

Le laboratoire possède des avantages importants sur les essais sur place (p. ex. avec des poissons en cage). En laboratoire, on peut maintenir des conditions normalisées de température et des particularités semblables. On peut, si on le souhaite, éprouver différentes concentrations d'eau de surface, ce qui permet de déterminer un paramètre ou effet ultime dont la supériorité réside dans le fait qu'il est fondé sur la concentration plutôt que sur son temps de manifestation. Le coût d'expédition des échantillons au laboratoire pourrait être annulé par l'économie d'efforts que procure l'exécution d'essais normalisés au laboratoire et par l'économie des coûts supplémentaires des déplacements visant à vérifier l'état des organismes gardés en cages sur le terrain.

Les essais de toxicité sublétale en conditions ambiantes ont été l'un des outils utilisés par l'USEPA dans ses études sur le terrain pour la validation des essais toxicologiques en laboratoire (§ 4.1.1). La plupart ont été effectués en laboratoire, sur des échantillons d'eau de surface. Dans USEPA (1991a), on trouve des conseils sur les essais sur les eaux de surface pour ce qui concerne les États-Unis.

4.14.2 Essais sur place

Traditionnellement, on a utilisé des poissons gardés en cages pour montrer l'existence d'une toxicité létale aiguë due aux rejets. Ces essais trouvent une très bonne justification : ils sont très convaincants si on montre, chez les organismes en expérience, des effets nocifs. Ces essais cumulent aussi toutes les variations d'amplitude de la pollution ; on ne manquera pas de déceler un rejet ponctuellement important parce que l'on aura prélevé un échantillon à un seul autre moment.

Un bon exemple d'essai toxicologique sur place est une étude effectuée dans l'Île-du-Prince-Édouard sur le traitement des champs de pommes de terre avec un fongicide (Ernst *et al.*, 1991). Dans des étangs exposés à la pulvérisation, on a gardé dans des cages en treillis métallique divers poissons et invertébrés indigènes. On a constaté un taux appréciable de mortalité chez les épinoches et les corises. Les essais faisaient partie d'une étude intégrée englobant la chimie de l'eau, des enquêtes biologiques et des essais biologiques en laboratoire sur le fongicide même. Les effets observés chez les organismes en cage ont fourni une preuve convaincante que le traitement avait des effets indésirables sur le milieu aquatique.

On s'est souvent servi de mollusques bivalves en cages comme indicateurs in situ de la pollution des eaux. Salazar et Salazar (1996) donnent un exemple de bons modes opératoires à cet égard. On peut laisser les bivalves au même endroit pendant des semaines ou des mois, sans devoir les alimenter ou leur prodiguer d'autres soins. La bioaccumulation mesurée des contaminants peut donner une excellente idée du degré général et de la nature de la pollution pendant l'exposition. On peut aussi évaluer la survie et la croissance, c'est-à-dire effectuer un essai de toxicité sublétale.

Pour l'interprétation des résultats des essais sur place, deux points sont à retenir (et ils ne s'appliquent pas nécessairement aux essais en laboratoire sur des échantillons d'eau de surface) : 1° l'essai ne porte que sur une seule concentration, c'est-à-dire d'eau de surface non diluée. (On pourrait en exprimer les résultats par le temps exigé pour que se manifeste un pourcentage d'effet donné ou pour que l'on puisse déclarer que l'échantillon était ou n'était pas toxique.) 2° L'exposition in situ, dans les eaux de surface, impliquerait une concentration fluctuante du ou des toxiques ainsi que des conditions influant sur l'action de ce ou de ces derniers. (Il serait souhaitable de connaître le degré de variation, et cela pourrait se prêter à une analyse chimique, si le ou les toxiques étaient connus ou si quelque caractéristique de l'effluent telle que la conductivité pouvait être définie.)

4.14.3 Effets sublétaux au-delà de la zone de mélange

Dans les tentatives récentes de réglementation des rejets d'effluents, On peut constater des exigences explicites ou implicites pour l'absence de toxicité sublétale dans l'eau réceptrice. Au Québec, on exige depuis 1980 l'absence d'effets sublétaux à l'extérieur de la zone de mélange.

Dans le § 5.2.7, on expose la définition claire que donne le Québec, à cette fin, à la *zone de mélange*. On trouve aux États-Unis, depuis le milieu des années 1980, des dispositions réglementaires formelles exigeant l'absence d'effets sublétaux à l'extérieur de la zone de mélange (USEPA, 1984a ; 1991a). L'Alberta a aussi énoncé des exigences pour l'extérieur des zones stipulées de mélange, où l'eau devrait satisfaire aux lignes directrices chimiques contre les effets sublétaux au cours d'expositions chroniques (AEP, 1995 ; § 5.2.7).

La notion fait implicitement partie des exigences en vigueur au Canada pour la surveillance des effets sur l'environnement des rejets des usines de pâtes à papier. Une façon de définir le « panache d'effluent » dans l'eau de surface est par l'isoligne à laquelle la toxicité décroît à 0,1 CI 25, dans une série d'essais toxicologiques définis (EC, 1997c ; 1997e). Comme cette toxicité est faible, la courbe ne peut pas être située au moyen d'essais sur des échantillons des eaux même de surface. Pour cela, il faudrait que les essais portent sur l'effluent et calculer les dilutions déterminées par l'étude sur le terrain. Une application précise de la définition du « panache » selon la toxicité sublétale est décrite dans le § 5.2.4.

4.15 Conditions modifiant la toxicité

Repères

- *Les conditions ambiantes et des facteurs biotiques peuvent modifier l'effet des toxiques dans la nature. Ces agents doivent être pris en considération dans l'extrapolation des résultats des essais toxicologiques au terrain.*
- *Les principaux facteurs physico-chimiques de la toxicité en milieu aquatique sont la température, le pH, l'éclairage, la dureté de l'eau, sa salinité, la teneur en matières organiques dissoutes et en suspension ainsi que l'oxygène dissous.*
- *Dans le cas des sédiments, la granulométrie, la porosité, les conditions redox ainsi que la nature physique des argiles et de la matière organique sont d'importantes variables, outre la plupart de celles que l'on a mentionnées à l'égard de l'eau.*
- *Dans les sols, les facteurs particuliers de modification sont le type de sol, le type d'argile, la granulométrie, l'humidité et le drainage, la teneur en matière organique et le type de matière organique, la capacité d'échange cationique et les toxiques naturels.*
- *Sur le plan biotique, sont d'importants agents de modification le comportement de l'organisme, son cycle biologique, sa taille, son mode d'alimentation, son adaptation, les interactions entre les espèces et les éventuels et nombreux agents de stress.*

L'état du milieu et les caractéristiques des organismes mêmes peuvent modifier la toxicité des substances, des eaux usées, des sédiments ou des sols. En laboratoire, on maîtrise et on uniformise ces facteurs, habituellement en faveur des organismes en expérience. Cependant, dans la nature, l'intensité de ces facteurs est souvent moins idéale et plus variable. Il faut prendre en considération l'influence éventuelle de ces facteurs sur la toxicité lorsque l'on extrapole les résultats des essais au monde réel.

On peut, de façon générale, subdiviser les agents de modification en deux catégories : les physico-chimiques (température, dureté de l'eau, etc.) et les biotiques (p. ex. espèce, âge, comportement, interaction entre les espèces). La plus grande partie de l'information sur ces agents est propre à la toxicité en milieu aquatique. Les principes généraux s'appliquent aussi aux modifications de la toxicité des sols et des sédiments, et on décrit certains facteurs spéciaux pour ces habitats semi-solides. Aux États-Unis, on décrit les écarts entre les résultats des essais de toxicité causée, sur le terrain, en milieu aquatique, par les agents abiotiques et les résultats obtenus en laboratoire sous l'appellation de « *coefficient d'effet de l'eau* » (*water-effect ratio*), exemple de jargon dont on pourrait se passer.

4.15.1 Facteurs abiotiques de modification

Repères

- *La toxicité augmente souvent en raison directe de la température, mais cette loi est loin d'être universelle. La lumière peut dégrader les toxiques ou, comme dans le cas de certains aromatiques polycycliques, leur conférer un pouvoir plus grand.*
- *La concentration de l'ion hydrogène est probablement le facteur physico-chimique le plus important, plus particulièrement pour les métaux, mais aussi pour l'ammoniaque et d'autres substances ionisables, dont la forme non polaire et non dissociée est plus toxique. Le potentiel d'oxydoréduction est important dans les sédiments où les formes toxiques des substances prédominent souvent dans des conditions réduites (appauvrissement en oxygène).*

- *Quand elle est dure, l'eau diminue la toxicité de la plupart des métaux. La salinité influe peu, globalement, sur la toxicité pour les organismes habitués d'y vivre. La matière organique, par le concours d'effets de sorption, peut réduire la toxicité de certaines substances, qu'elle soit dissoute, en suspension ou qu'elle soit un constituant du sédiment ou du sol.*
- *L'humidité est un facteur important des processus se déroulant dans les sols. La faible teneur en oxygène dissous exacerbe la toxicité dans l'eau et les sédiments.*

Température. — On pourrait s'attendre à ce qu'une température ambiante plus haute accroisse la toxicité et à ce que l'effet s'exerce à une concentration moins forte ou dans un délai plus court à une concentration donnée (Roch et Maly, 1979). En effet, la vitesse des réactions entre les toxiques et les constituants cellulaires augmente en raison directe de la température. Chez les organismes à sang froid, le métabolisme augmente avec la température, ce qui tend à accélérer le transport des substances au travers de toutes les membranes cellulaires. L'augmentation du métabolisme accroît la demande d'oxygène : chez le poisson, cela augmenterait le débit de l'eau dans les branchies et, en conséquence, la vitesse d'absorption des toxiques.

Cependant, ce phénomène n'est pas universel, et il existe de nombreux exemples de toxicité augmentée ou diminuée à des températures supérieures. Un chercheur a formulé la généralisation suivante : la température peut exercer des effets majeurs sur l'effet létal des toxiques à court terme, mais, à des seuils létaux et sublétaux à long terme, son effet multiplicateur ou diviseur est inférieur à 2 (Sprague, 1985).

Dans les publications, on trouve diverses constatations sur l'accélération ou le ralentissement de l'accumulation des métaux des sédiments en raison directe de l'augmentation de la température. Des adaptations du métabolisme peuvent compenser en partie les variations modérées de la température, et, si l'organisme se débarrasse de différentes substances (dépuration) plus rapidement qu'il en absorbe, alors la toxicité peut diminuer aux températures supérieures (Dixon et Hilton, 1985 ; Green *et al.*, 1988 ; McGeachy et Dixon, 1990).

Dans les sols, les températures maximales (l'été), minimales (l'hiver) et les plus variables surviennent en surface. À 20 à 30 cm de profondeur, les cycles de variation diurne sont très atténués et, au-delà de cette profondeur, les variations saisonnières diminuent et la température s'approche de la moyenne annuelle de la température de l'atmosphère.

La température peut influer sur un certain nombre de processus chimiques se déroulant dans l'eau. Elle peut modifier les composés ionisables qui, de la forme non dissociée toxique passent à la forme ionique, moins toxique. L'effet tend à être plus modeste que l'influence du pH, mais il est observable dans le cas de l'ammoniaque, des cyanures et de certains acides et bases organiques. Aux températures supérieures, la capacité de l'eau de dissoudre l'oxygène et le dioxyde de carbone est notablement moindre. Au niveau de la mer, un litre d'eau douce peut renfermer plus de 14 mg d'oxygène dissous à 0 °C, mais moins de 8 à 30 °C. Les composés volatils passent de la solution à l'atmosphère plus rapidement à mesure que la température augmente.

Concentration de l'ion hydrogène. — Le pH d'une solution est probablement le facteur physico-chimique le plus important de modification de la toxicité. Il est particulièrement important pour les composés ionisables en dissolution, puisqu'il influe directement sur leur dissociation et leur état ionique. Les composés organiques non polaires tendent à s'accumuler dans les lipides et les tissus organiques ; ils sont donc beaucoup plus toxiques que les formes ioniques plus solubles.

L'ammoniaque est un exemple extrême de substance dont la toxicité change selon le pH. Elle est présente en solution sous forme d'ammoniac (NH_3) non ionisé ou d'ion ammonium (NH_4^+). Comme le montre le tableau 6, à pH 7 (neutralité), elle est presque toute ionisée et peu toxique, tandis qu'à pH 10 et à haute température, elle se transforme presque exclusivement en ammoniac non ionisé, beaucoup plus toxique. On peut estimer la toxicité à partir de dosages, à l'aide des renseignements trouvés dans Alabaster et Lloyd (1980) ou Russo (1985).

La toxicité d'autres composés ionisables présente la même dépendance à l'égard du pH. Les bases (p. ex. les bases organiques) deviennent plus toxiques dans l'eau alcaline. Les acides, tels les résiniques, cyanhydrique et sulfhydrique, deviennent plus toxiques dans l'eau acide. L'effet du pH varie avec la dissociabilité de chaque substance. Doe *et al.* (1988) ont montré des effets très divergents du pH sur la toxicité de différents pesticides.

L'effet du pH sur la toxicité des métaux est souvent

Tableau 6. — Pourcentage d'ammoniac non ionisé dans l'eau distillée (APHA *et al.*, 1995)

Température	Pourcentage d'ammoniac non ionisé au pH indiqué								
(°C)	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0	8,5	9,0	9,5	10,0
5	0,01	0,04	0,11	0,40	1,1	3,6	10	27	54
10	0,02	0,06	0,18	0,57	1,8	5,4	15	36	64
15	0,03	0,08	0,26	0,83	2,6	7,7	21	45	72
20	0,04	0,12	0,37	1,2	3,7	11	28	55	80
25	0,05	0,17	0,51	1,7	5,1	14	35	63	84
30	0,07	0,23	0,70	2,3	7,0	19	43	70	88

grandement compliqué par la variété de formes que ces derniers peuvent prendre. Très schématiquement, les ions métalliques en dissolution constituent les principales espèces toxiques et ils deviennent biologiquement plus actifs à mesure que le pH augmente (Cusimano *et al.*, 1986 ; Peterson *et al.*, 1984). Cependant, la toxicité globale diminue habituellement beaucoup dans l'eau alcaline, parce que les métaux forment des complexes relativement insolubles avec l'oxygène, l'ion hydroxyle (OH^-) ou l'ion carbonate (CO_3^{2-}), et qu'ils deviennent beaucoup moins biodisponibles et moins toxiques (Howarth et Sprague, 1978 ; Stumm et Morgan, 1981 ; Bradley et Sprague, 1985 ; synthèse dans Campbell et Stokes, 1985).

Les différences de pH causent certaines des principales difficultés d'interprétation des résultats obtenus en laboratoire. Beaucoup d'effluents soumis à des essais répétitifs renferment des toxiques sensibles au pH et sont chimiquement instables, de sorte que le pH pourrait changer au cours d'un essai de quatre jours ou entre les renouvellements de solutions. L'aération active des solutions pourrait accroître le pH en entraînant le dioxyde de carbone dissous, qui est un acide faible (Abernethy et Westlake, 1991). La toxicité pourrait changer et, si le pH du milieu différait sensiblement de celui de l'eau réceptrice, les conclusions de l'essai pourraient être peu pertinentes.

Certains effluents peuvent être très acides ou très alcalins, et les pratiques actuelles, au Canada, dans les essais définitifs effectués à des fins réglementaires, ne préconisent pas d'en ajuster le pH (EC, 1990e, f). Le pH du milieu d'essai pourrait différer énormément de celui de l'eau réceptrice et même être défavorable à l'organisme en expérience. Après rejet et mélange de l'effluent, c'est le pH de l'eau réceptrice qui l'emporterait, à moins que l'effluent ne constitue une très grande proportion du débit ou du volume de l'eau réceptrice. Les conséquences de ces différences de pH font actuellement l'objet de discussions entre les scientifiques et les organismes de réglementation, mais la personne qui interpréterait les résultats de l'essai devrait toujours avoir à l'esprit les conséquences multiples des écarts de pH entre le laboratoire et le terrain.

Dans les sédiments, le pH peut modifier la toxicité de façon particulière. Comme le pH détermine en grande partie la dissociation des composés polaires, notamment de nombreux composés organiques (phénols), il peut influer de façon marquée sur leur tendance à se lier à la matière organique en solution ou dans la phase solide, ce qui diminue de façon spectaculaire leur biodisponibilité. Les cations métalliques de la phase solide sont libérés dans l'eau de porosité à mesure que le pH diminue, plus particulièrement à pH < 7. Fréquemment rencontrée dans les sédiments et les liquides exprimés des sédiments, l'ammoniaque contribue souvent à la toxicité ; l'action modificatrice du pH s'applique aussi aux essais sur les sédiments.

Dans les sols, des effets semblables s'exercent sur la liaison des substances polaires et des substances nutritives. Le pH en modifie donc la mobilité et la biodisponibilité. La plupart des sols de surface sont légèrement à fortement acides, en raison de la présence d'acides organiques. Le pH du sol se mesure normalement dans une suspension aqueuse de sol, ce qui masque les fins gradients de pH dans l'eau interstitielle entourant les particules de sol. C'est pourquoi la cinétique des toxiques peut plutôt différer de ce à quoi on s'attend d'après le pH du sol entier, lequel ne devrait servir que d'indicateur général de la réaction du sol.

Potentiel d'oxydoréduction. — Cette caractéristique dite

habituellement *potentiel redox*, est un agent vital de modification de la toxicité dans un sédiment. Elle décrit le degré dans lequel prédomineront les réactions chimiques d'oxydation ou de réduction.

Dans les milieux bien oxygénés (E positif), la décomposition organique consomme de l'oxygène, et une décomposition complète est possible. Les substances réduites telles que l'ammoniaque et le fer ferreux (Fe^{2+}) s'oxydent rapidement en nitrates et en fer ferrique (Fe^{3+}) insoluble. Dans les milieux appauvris en oxygène (E négatif), la décomposition organique est incomplète et donne souvent des sous-produits acides, l'azote reste réduit sous forme d'ammoniaque et les métaux réduits s'accumulent. Si l'oxygène revient, les métaux sont éliminés de la solution par coprécipitation avec les hydroxydes de fer et de manganèse (Krantzberg et Boyd, 1992).

Les sédiments non perturbés présentent habituellement un gradient prononcé de E, qui, d'oxydé en surface, est de plus en plus réduit avec la profondeur. Cela découle de la lente diffusion de l'oxygène dans les sédiments, plus particulièrement s'ils sont constitués de particules fines ou s'ils sont enrichis (forte demande d'oxygène pour la décomposition). Les organismes benthiques peuvent, en fouissant, affaiblir le gradient. Ces gradients sont détruits par la plupart des méthodes d'échantillonnage, et le mélange des sédiments, au laboratoire, afin de les homogénéiser, égalise le potentiel redox dans tout l'échantillon (Burton, 1991).

Éclairage. — Beaucoup d'effets biologiques modulés par la lumière sont importants dans les essais toxicologiques. Beaucoup de comportements et d'activités physiologiques subissent l'influence de l'intensité lumineuse ou de la longueur d'onde de la lumière, et, en conséquence, la mesure de ces réactions au cours des essais toxicologiques subit l'influence de l'éclairage au cours de l'essai ou avant (Buikema et Benfield, 1979). La migration verticale, le fouissage ou la quête de nourriture peuvent être déterminés par l'éclairage, amenant peut-être les organismes dans la zone d'influence des toxiques ou à l'extérieur. Dans le cas des végétaux, on ne saurait trop insister sur l'importance de la lumière pour le maintien de la vie ou la maîtrise de la croissance.

Beaucoup de composés organiques (p. ex. les phénols chlorés) sont instables à la lumière (photolyse) et peuvent se dégrader par photo-oxydation. C'est pourquoi l'intensité de l'éclairage pourrait être importante dans un essai toxicologique. Sous forte lumière de jour, en eau claire et peu profonde, la photolyse serait favorisée, tandis qu'en eau profonde, trouble ou fortement colorée, elle serait réduite.

Cependant, certains composés organiques, plus particulièrement les aromatiques polycycliques (p. ex. anthracène, fluoranthène, pyrène) participent à des réactions de photo-activation. L'éclairage UV augmente leur toxicité, dans certains cas de plusieurs ordres de grandeur et pourrait aussi influer sur la toxicité des complexes de cyanures métalliques. Il est évident que la nature de l'éclairage au cours des essais en laboratoire pourrait revêtir une importance majeure dans l'évaluation de la toxicité si de telles substances étaient présentes dans le milieu. Les modes opératoires de la plupart des essais toxicologiques normalisés précisent l'intensité et la longueur d'ondes de l'éclairage, habituellement dans le dessein d'imiter la lumière naturelle. Cependant, l'éclairage artificiel, notamment par les lampes à spectre large ou « lumière du jour », diffère considérablement de la lumière naturelle dans la partie UV du spectre. Cette différence pourrait revêtir une importance considérable. Si la toxicité des aromatiques polycycliques est préoccupante dans une situation donnée (p. ex. déversement d'hydrocarbures), il conviendrait d'appliquer les conclusions d'un travail récent de recherche aux effets de l'éclairage, domaine de la toxicologie en milieu aquatique et sédimentaire où les avancées se succèdent rapidement[44].

Dureté des eaux douces. — La dureté se définit comme la somme des concentrations du calcium et du magnésium, exprimées toutes deux en carbonate de calcium (mg/L) [APHA *et al.*, 1995]. (Par le passé, on la définissait de façon moins rigoureuse comme la concentration de tous les cations qui faisaient précipiter les savons sodiques.) Dans la plupart des eaux douces, la teneur en matières dissoutes totales (la masse de soluté subsistant après évaporation jusqu'à siccité d'un échantillon filtré) est

---

44. L'anthracène, aromatique polycyclique, n'est pas toxique dans sa gamme de solubilité (< 35 µg/L). Sous éclairage UV, cependant, il est très toxique, sa CL 50 après 96 h pour le crapet arlequin étant de 8 µg/L (Oris et Giesy, 1985). La lumière influe sur la toxicité de 6 aromatiques polycycliques communs sur 12 (Oris et Giesy, 1987), et l'augmentation de la toxicité se manifeste à l'égard de plusieurs espèces de poissons et d'invertébrés (Hall et Oris, 1991 ; McCloskey et Oris, 1991). La toxicité provoquée par l'action de la lumière est atténuée par les matières organiques dissoutes, qui absorbent le rayonnement UV (Oris *et al.*, 1990).

fortement corrélée avec la dureté, parce que le calcium et le magnésium sont les principaux cations présents dans l'eau.

La toxicité des métaux, maximale dans l'eau « douce », décline rapidement avec l'augmentation de la dureté. Il se forme des carbonates insolubles (voir plus haut à l'alinéa intitulé « pH »), tandis que les ions calcium et magnésium font concurrence aux métaux à la surface des membranes des organismes, ce qui réduit la biodisponibilité des métaux. La dureté exerce un effet qui peut être considérable (jusqu'à deux ordres de grandeur) sur les phénomènes létaux et sublétaux. Les concentrations de métaux qui exerceraient une létalité aiguë dans l'eau « douce » pourraient, dans l'eau dure, ne causer que des effets sublétaux ou aucun effet observable (fig. 8). La plupart des effluents industriels, des eaux usées ménagères, des lixiviats des décharges et des eaux souterraines possèdent une dureté élevée et une forte teneur en sels dissous, qui pourraient masquer les éventuels effets toxiques des métaux. Lorsque ces eaux résiduaires sont mélangées à l'eau plus douce du milieu récepteur, la dilution de la dureté tendrait à élever la toxicité, tandis que la dilution des métaux tendrait à la réduire. Cet équilibre devrait être bien pris en considération dans l'interprétation des résultats des essais.

La variation de la toxicité des métaux en milieu aquatique constitue l'exemple le plus frappant de l'importance des facteurs abiotiques. À l'effet modificateur de la dureté s'ajoutent celui du pH, de l'alcalinité et des agents liants organiques présents dans l'eau. En général, les métaux solubles sont les plus facilement disponibles (assimilables) pour les organismes, mais on n'a pas déterminé de façon sûre les moyens convenables de mesurer les formes solubles ou disponibles. Cette situation embrouillée complique beaucoup l'énoncé de critères de protection de l'environnement, et les bases les plus convenables pour l'établissement de limites réglementaires restent douteuses. Un groupe de spécialistes a dressé le bilan de ces problèmes scientifiques et réglementaires : il a décrit l'état des connaissances et d'éventuelles approches (réglementation fondée sur des techniques ésotériques comme la modélisation informatique de la formation d'espèces métalliques et de leur absorption à la surface des branchies) [Bergman et Dorward-King, 1997]. La publication devrait être utile à tous ceux qui s'intéressent à la toxicité des métaux et à l'influence des facteurs abiotiques.

Salinité. — À l'origine, la notion concernait la masse totale de sels dissous dans une masse donnée de solution. Aujourd'hui, on la mesure habituellement de façon empirique à partir des relations normales de densité ou de conductivité. Les résultats sont en valeur absolue (sans unité) [APHA *et al.*, 1995], mais la plupart des gens sous-entendent les unités de g/kg ou de parties par millier (‰). La salinité moyenne des océans est de 35, bien que les valeurs mesurées dans les eaux côtières soient souvent dans l'intervalle de 28 à 32, gamme qui serait plus représentative de la salinité utilisée dans les essais toxicologiques avec des organismes marins.

Les méthodes de mesure de la toxicité d'Environnement Canada qui se fondent sur l'emploi d'un organisme marin sont cohérentes dans le traitement de la salinité lorsqu'elles portent sur la mise à l'essai d'un échantillon qui était à l'origine de l'eau douce. On peut ajuster la salinité au moyen d'une saumure sursalée, pour amener la salinité du milieu d'essai à la concentration à laquelle est accoutumé l'organisme en expérience. Cette politique est convenable, étayée par l'information qui suit.

Les organismes marins sont à peu près également tolérants aux polluants que leurs homologues dulcicoles, *lorsque chacun est éprouvé dans son propre environnement*. Pour la plupart des substances toxiques, la salinité ne semble pas elle-même modifier grandement la toxicité ; ce qui importe, c'est de déterminer si l'organisme est marin, dulcicole ou estuarien et s'il est éprouvé dans son préférendum. En conséquence, l'interprétation dans un contexte de salinité devrait se concentrer sur le fait que les organismes sont stressés ou non par une salinité qui ne leur convient pas ou s'ils sont en train de s'acclimater à la nouvelle salinité.

Voici un exemple précis de similitude entre les situations en milieu marin et en milieu dulcicole : on a constaté que l'effluent d'une usine de pâtes à papier était également toxique pour le saumon coho, en eau douce et en eau de mer, si le pH était le même et que les poissons étaient acclimatés à l'eau (McLeay *et al.*, 1979). Klapow et Lewis (1979) ont effectué une vaste synthèse des données sur 16 polluants et ils ont montré que les organismes marins et estuariens possédaient une tolérance dont la distribution était très semblable à celle des organismes dulcicoles. Ils ont conclu que tout effet de la salinité sur la toxicité était masqué par des facteurs plus importants. L'USEPA (1978) est arrivé à la même conclusion.

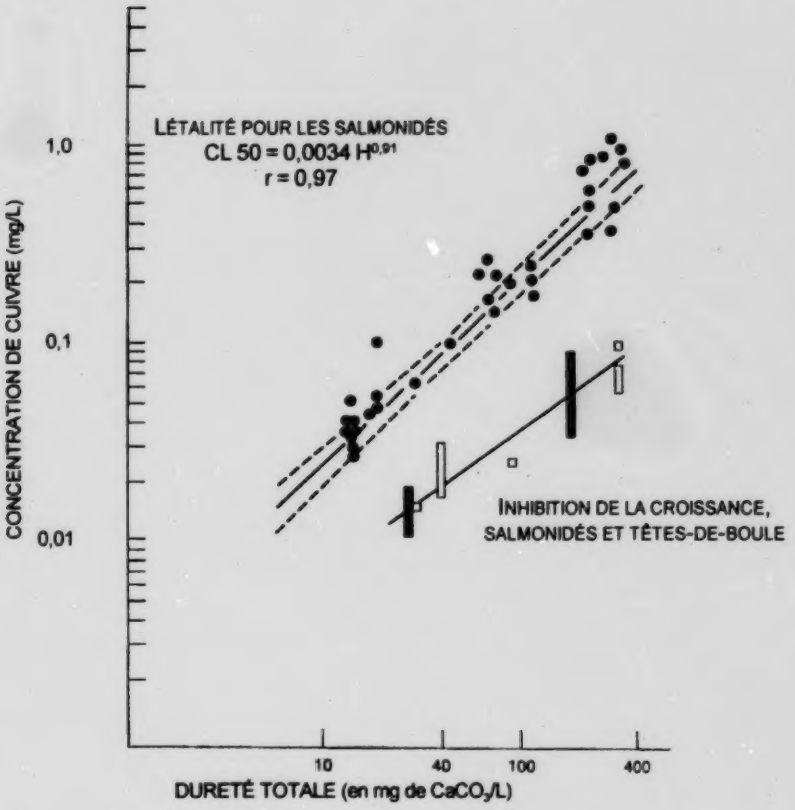


Figure 8. — Relation empirique entre la toxicité du cuivre et la dureté de l'eau douce. Le trait supérieur représente la létalité médiane pour la plupart des salmonidés, la ligne inférieure concerne les seuils d'inhibition de la croissance de la truite (rectangles vides) et le tête-de-boule (rectangles pleins), dans une eau alcaline. D'après les chiffres de Spear et Pierce (1979) et d'autres données modifiées par Sprague (1985).

En dépit des similitudes que l'on vient d'évoquer, les nombres-guides de la qualité chimique de l'eau douce (CCMRE, 1987) ne sont pas conçus pour des écosystèmes marins, et on ne devrait pas tenter de les y transposer. Le Canada possède des lignes directrices provisoires à l'égard des variables générales de qualité dans les eaux marines et estuariennes (CCMRE, 1987 ; annexe 22), mais elles n'englobent pas encore les toxiques. Il existe aussi des lignes directrices provisoires, relatives à la qualité des sédiments marins et d'eau douce (EC, 1995c), tandis que la Colombie-Britannique possède des objectifs de qualité pour l'eau et les sédiments dans les parties marines et estuariennes du bras de mer Burrard.

Par contraste, on peut s'attendre à ce que la toxicité des polluants change lorsque les organismes sont soumis à une salinité nouvelle. Si un organisme dulcicole pénètre dans une eau de salinité croissante, un principe général veut que la toxicité de la plupart des polluants diminue jusqu'à un minimum qui correspond au point isosmotique de l'organisme, habituellement le tiers de la concentration complète de l'eau de mer. Apparemment, l'organisme ressent « le plus grand confort » osmotique à cette salinité et il est mieux en mesure de résister aux effets toxiques. Aux salinités supérieures, la toxicité s'accroît, comme on pourrait s'y attendre du fait de l'augmentation du stress dû à la salinité. Les organismes semblent véritablement perdre leur tolérance au toxique à mesure que diminue la salinité, en raison, pense-t-on, du stress osmotique. Les effets des toxiques sur les espèces estuariennes seraient à interpréter comme autant de cas d'espèce pour l'organisme en cause, d'après ce que l'on sait de la gamme normale de salinité dans laquelle vit l'organisme et du degré d'acclimatation de ce dernier. Des exemples de ces généralisations sont donnés dans Sprague (1985).

Les organismes pourraient facilement être stressés, au cours des essais toxicologiques, par des salinités qui sont à l'extérieur à la fourchette qui leur est favorable. Ce pourrait souvent être le cas si un effluent d'eau douce était testé à diverses dilutions. Si les salinités n'étaient pas convenablement ajustées au moyen de saumure, les concentrations supérieures de l'effluent ajouteraient de plus en plus de stress dû à la faible salinité, c'est-à-dire que la réaction de l'organisme pourrait être en partie le résultat de la salinité plutôt que d'être purement celui du ou des toxiques. On devrait surveiller ces problèmes lorsqu'on interprète les essais toxicologiques dans lesquels la salinité a changé. Un bon essai serait assorti de mesures de la salinité à chaque concentration (ou d'estimations fiables) et d'une comparaison avec l'intervalle favorable à l'organisme. Outre la salinité totale, les concentrations excessivement fortes ou faibles de chaque ion présent dans l'eau de mer peuvent avoir des effets nocifs sur les mysidés testés en laboratoire (Douglas et Horne, 1997).

Pour ce qui concerne les essais toxicologiques sur les sédiments marins et estuariens, la même observation générale s'applique. Si on expose, dans un essai toxicologique, des organismes à des salinités qui sont à l'extérieur de la fourchette favorable, on s'y prend mal. La salinité peut varier au cours des essais, selon la technique adoptée, par exemple si on dilue le sédiment ou l'eau de porosité. Un problème moins évident, mais plus probable, serait dû aux différences de salinité entre l'eau de porosité du sédiment soumis à l'essai et le surnageant ajouté aux enceintes expérimentales. La salinité de l'eau de porosité subirait l'influence : *a*) des conditions de terrain avant le prélèvement ; *b*) de la manipulation de l'échantillon en vue de l'essai ; *c*) de la facilité des échanges au cours de l'essai entre l'eau de porosité et le surnageant (en raison de la granulométrie, de la porosité, etc.). Par exemple, un essai toxicologique pourrait donner un faux positif en raison de la salinité défavorable de l'eau de porosité, si le sédiment prélevé dans un emplacement en eau douce ou dans un estuaire était appliqué à un amphipode fouisseur, sténohalin. Le chercheur doit s'assurer que les salinités conviennent à l'organisme en expérience et qu'elles sont uniformes à toutes les étapes de l'exposition. Si on interprète les résultats d'essais sur des sédiments, on devrait vérifier si on a utilisé la bonne salinité.

Matières organiques dissoutes et matières en suspension. — La matière organique naturelle peut abaisser la toxicité des métaux et des substances hydrophobes en participant à des phénomènes de complexation chimique et physique qui réduisent la biodisponibilité. La plupart des eaux douces renferment 0,5 à 25 mg/L de matière organique dissoute (MOD, également mesurée en tant que carbone organique dissous, le COD). Même les eaux relativement incolores se situant dans la médiane de cette fourchette peuvent grandement réduire la toxicité des métaux et des pesticides [45]. Les terres humides et l'eau évacuée des régions marécageuses peuvent renfermer de 50 à 70 mg de MOD/L (Day, 1991 ; Ortego et Benson, 1992), consistant pour la plupart en acides humiques et fulviques stables, polycycliques, qui peuvent conférer à beaucoup d'eaux de surface du Canada leur couleur brun thé distinctive.

Les matières organiques en suspension peuvent aussi lier efficacement les métaux et les composés organiques et, à concentrations élevées, elles peuvent réduire notablement la toxicité (p. ex. estuaire du Saint-Laurent ; Gagnon *et al.*, 1992). [La MOD est la fraction organique la plus importante dans la plupart des eaux de surface.) Les matières *minérales* en suspension peuvent exercer divers effets sur la biodisponibilité et la toxicité, selon la nature du toxique et l'effet examiné. Les fortes concentrations de matière inorganique en suspension peuvent participer à des phénomènes de sorption avec les toxiques hydrophobes et diminuer leur absorption et leur toxicité (Pratt *et al.*, 1990 ; Schrap et Opperhuizen, 1990). Cependant, les MES peuvent aussi retenir les toxiques dans la colonne d'eau et les rendre plus disponibles aux organismes filtreurs. Souvent, la perturbation des sédiments contaminés augmente l'absorption de contaminants par les organismes présents dans la colonne d'eau (Seelye *et al.*, 1982). Si la teneur en MES était élevée dans l'eau d'essai, cela pourrait ajouter directement au stress exercé sur les organismes en expérience.

Humidité. — Ce facteur important agit sur tous les processus dans les sols. L'eau est la voie principale de l'absorption des toxiques par les végétaux et les organismes du sol, sauf les organismes tels que les vers de terre, qui ingèrent des quantités importantes de matières.

---

45. Les substances hydrophobes (à K_{ow} élevé) s'accumulent dans les tissus vivants (§ 4.6) et peuvent également former des complexes stables avec les acides humiques et fulviques dissous. Les substances complexées sont plus solubles dans l'eau que les substances libres et elles sont moins biodisponibles. Les fortes concentrations de MOD peuvent atténuer de façon spectaculaire la toxicité de nombreux composés organiques et de métaux hydrophobes (Stackhouse et Benson, 1988 ; Gardner et Gunn, 1989 ; Day, 1991).

L'absence d'humidité peut stresser les végétaux pendant la sécheresse. L'excès d'humidité peut toucher les invertébrés du sol qui migrent souvent dans le sens vertical pour fuir l'humidité défavorable. Dans un sol gorgé d'eau, les vers de terre peuvent mourir.

Oxygène dissous. — La toxicité pour le poisson s'accroît lorsque la teneur en oxygène dissous est abaissée. Cela a été observé à maintes reprises, pour une large gamme de substances telles que l'ammoniaque (Lloyd, 1961 ; Thurston *et al.*, 1981), les métaux (Voyer *et al.*, 1975), les effluents des usines de pâtes à papier (Alderdice et Brett, 1957 ; Hicks et DeWitt, 1971) et les toxines végétales naturelles (Kulakkattolickal et Kramer, 1987). Cet effet s'applique à la toxicité aiguë et chronique, et même un déclin modéré de la teneur en oxygène dissous peut considérablement accroître l'effet des toxiques.

Il existe des interactions réciproques entre la toxicité et le stress causé par les faibles teneurs en oxygène. Beaucoup d'effluents, notamment ceux des usines de pâtes à papier, peuvent exercer une forte DBO et provoquer une dépression locale de l'oxygène dissous dans l'eau réceptrice. On pourrait alors sous-estimer la toxicité réelle de l'effluent, si on employait des essais normalisés en laboratoire, plus particulièrement si on avait aéré les échantillons au cours de l'essai.

Au niveau physiologique, l'exposition aux toxiques accroît typiquement le rythme respiratoire du poisson, et l'interaction est particulièrement forte pour les toxiques qui nuisent au fonctionnement des branchies, par exemple le zinc et les acides résiniques des effluents des usines de pâtes à papier (Hicks et DeWitt, 1971). On peut s'attendre à une rétroaction : le toxique nuit au transport de l'oxygène, ce qui provoque l'augmentation de l'irrigation des branchies, laquelle, à son tour, accélère l'absorption du toxique, puisque le débit d'irrigation a augmenté (Lloyd, 1961 ; Birtwell, 1989). Il se pourrait aussi que les lésions aux branchies nuisent à l'oxygénation, au point que les effets sublétaux ou létaux seraient causés par l'absence, partielle ou totale, d'oxygène.

Lorsque l'on extrapole les résultats des essais toxicologiques à l'environnement, il se présente des situations dans lesquelles il importe de tenir compte de l'augmentation de la toxicité par une faible teneur en oxygène dissous. Cette teneur est souvent faible dans l'hypolimnion des lacs productifs, thermiquement stratifiés au cours de l'été, et dans certains lacs et cours d'eau recouverts de glace, l'hiver. L'oxygène libre peut être présent à de très faibles teneurs ou être absent des sédiments ainsi que des couches d'eau proches des sédiments. Les eaux peu profondes supportant une forte croissance d'herbes aquatiques souffrent souvent de la baisse de la teneur en oxygène dissous pendant la nuit.

4.15.2 Facteurs biotiques de modification

Repères

- *Le comportement des organismes exposés à un toxique peut être important, notamment les réactions d'évitement, qui sont insuffisamment étudiées mais dont les effets doivent être aussi sérieux que les atteintes physiologiques.*
- *Dans leur premier stade d'existence, les végétaux et les animaux sont généralement les plus sensibles, ce qui est une raison importante de leur emploi dans les essais toxicologiques. Outre cela, la taille de l'organisme joue un rôle étonnamment variable dans la tolérance aux toxiques.*
- *La piètre qualité de l'alimentation peut augmenter les effets toxiques. L'adaptation aux toxiques exerce un effet modeste : celui de doubler ou de tripler la tolérance.*
- *Les sources multiples de stress peuvent se combiner, dans l'organisme, pour le rendre plus sensible à toutes les sources, naturelles ou anthropiques. Les agents de stress pourraient comprendre les conditions naturelles négatives telles que la haute température, l'activité humaine telle que le dragage ou la présence de substances toxiques.*

Comportement. — Ne pas prendre en considération les réactions d'évitement peut parfois constituer une erreur de taille dans l'évaluation de la pollution. Dans les essais normalisés, on maintient constante l'exposition des animaux, mais, sur le terrain, beaucoup d'espèces de poissons peuvent nager librement et s'éloigner des panaches d'effluent, tandis que de nombreux invertébrés peuvent se laisser aller à la dérive au fil de l'eau. L'exemple classique est dans la validation sur le terrain faite par par Geckler *et al.* (1976), selon lequel des essais normalisés en laboratoire n'ont pas permis de prédire l'effet total dans l'écosystème, faute d'avoir tenu compte des comportements du poisson (dans le cours d'eau, le poisson a évité une vaste section de cours d'eau légèrement polluée et il n'y a pas frayé [§ 4.1.1]).

Le poisson, cependant, est parfois attiré par les panaches d'effluent. Une constatation commune est que le poisson se rassemble dans les effluents chauds, l'hiver. Évidemment, ce comportement pourrait l'exposer à des concentrations nocives des toxiques dans l'effluent ou réunir une combinaison d'agents de stress tels que les toxiques sublétaux et, au sortir du panache, la variation rapide de la température. Le poisson, très sensible à la chimie de l'eau, pourrait être attiré par des panaches d'effluent libérant des signaux chimiques. Ce phénomène est peu connu, mais les études en laboratoire ont montré l'attirance apparente des crustacés pour les produits du pétrole (Atema et Stein, 1974 ; Percy, 1977), et le poisson a montré son attirance pour les faibles concentrations d'effluent d'usines de pâtes à papier, sa répulsion pour les fortes concentrations et l'évitement des faibles concentrations de chlore, mais son attirance par une forte quantité de chlore, en raison d'un « piège physiologique » apparent (Sprague et Drury, 1969).

On peut préconiser la réalisation invariable de deux séries d'évaluations de la toxicité en laboratoire en raison des effets suivants possibles sur le comportement : *a*) des essais normalisés pour mesurer les atteintes physiologiques ; *b*) en parallèle, des essais éthologiques, notamment sur les réactions d'évitement et d'attirance. Ceux qui évaluent les zones polluées devraient au moins examiner les constatations disponibles sur les réactions comportementales. Le sujet n'est pas suffisamment étudié, et les publications actuelles portent principalement sur les réactions d'évitement du poisson.

En outre, les déplacements normaux — journaliers, saisonniers ou effectués à l'intérieur du cycle biologique — pourraient donner une exposition irrégulière à un rejet plutôt qu'une exposition constante, comme dans les essais en laboratoire. Par exemple, des espèces de poissons migrateurs pourraient être absentes d'une zone polluée au cours de quelques saisons.

Les invertébrés sont en général sessiles, mais leur exposition à la toxicité et les effets consécutifs peuvent néanmoins influer sur leur comportement ou être influencés par ce dernier. Les organismes des fonds mous pourraient échapper aux variations brusques des rejets toxiques en fouissant, mais peut-être au détriment d'autres fonctions telles que la quête de nourriture. Inversement, certaines espèces normalement fouisseuses sont utilisées dans les essais toxicologiques, et le fait qu'elles cessent de fouir constitue une mesure d'un effet sublétal pour le sédiment à l'étude. Beaucoup d'insectes benthiques passent une partie de leur cycle biologique hors de l'eau et ils ne souffriraient pas des apports toxiques au cours de cette période. Dans les eaux courantes, un sommet de pollution peut stimuler l'éclosion d'invertébrés benthiques puis les amener à dériver au fil de l'eau, ce qui épuiserait la population locale.

Cycles biologiques. — La sensibilité aux toxiques varie selon le stade vital de l'organisme. Chez la plupart des organismes, les gamètes et les individus très jeunes sont les plus sensibles. Par exemple, les alevins ou les larves qui viennent de naître, les semences qui viennent de germer ainsi que les stades reproducteurs des algues. Cette caractéristique est évidente, puisque l'écotoxicologie en a tiré parti pour élaborer de courts essais de toxicité sublétale avec les stades les plus sensibles. Cela souligne l'importance de la prise en considération du stade vital dans l'évaluation de la pollution, de même que la nécessité de protéger les stades reproducteurs. Les crustacés et les insectes aquatiques sont particulièrement sensibles immédiatement après la mue (Wajsbrot *et al.*, 1990), en raison, pense-t-on, de la perméabilité à l'eau de la carapace non calcifiée (Buikema et Benfield, 1979).

On a aussi observé une variation des effets toxiques selon le moment de l'année, par exemple la sensibilité saisonnière du zooplancton aux métaux (Borgmann *et al.*, 1980). Parfois il existe des formes de résistance, par exemple le kyste, grâce auxquelles l'organisme peut traverser des périodes difficiles et qui sont souvent très résistantes aux conditions de l'extérieur y compris aux toxiques.

Taille de l'organisme. — On pourrait s'attendre à ce que les petits organismes pœcilothermes aquatiques soient plus sensibles aux toxiques que les gros. Le rapport plus grand de la surface de l'organisme à son volume, chez les petits organismes, autoriserait un afflux relativement plus important de toxiques par unité de poids. On constate en effet cette conséquence prévue de la taille de l'organisme chez les poissons et parfois les invertébrés (cladocères, Winner [1981] ainsi que Lazorchak et Waller [1993] ; amphipodes, Naylor *et al.* [1990]).

Il existe toutefois de nombreuses exceptions à la généralisation qui précède, et, chez les poissons, on pourrait décrire la relation énoncée ci-dessus comme anarchique. Un exemple est la tolérance au cuivre, le crapet soleil présentant l'augmentation prévue de la

tolérance en fonction de la taille, mais la truite ne présentant pas de variation de la tolérance pour des essais effectués dans le même laboratoire (Anderson et Spear, 1980). Dans un autre laboratoire, cependant, la truite a présenté une augmentation de la tolérance avec la taille (Howarth et Sprague, 1978). Les truites de 1 à 50 g ont présenté une relation directe entre la taille et l'augmentation de la tolérance de l'insecticide perméthrine, mais, de 50 à 200 g, la tolérance est restée stable (Kumaraguru et Beamish, 1981). Les truites adultes de plus de 1 kg sont plus sensibles à l'ammoniaque que leurs congénères de toutes les autres tailles ou de tous les autres stades vitaux (USEPA, 1985a).

Dans l'interprétation des résultats toxicologiques, on devrait prendre en considération l'éventuel effet de la taille de l'organisme.

Alimentation. — L'état nutritionnel des organismes peut exacerber ou atténuer la toxicité. L'animal qui a faim ou qui est famélique ou le végétal carencé en substances nutritives sont déjà stressés et possèdent moins de ressources métaboliques pour combattre un toxique que les organismes repus (Dixon et Hilton, 1985 ; Holdway *et al.*, 1987 ; Cripe *et al.*, 1989).

Inversement, une bonne alimentation permet parfois aux poissons d'accroître leur tolérance aux toxiques. Un régime plus riche en protéines a entraîné la multiplication par 6 de la CL 50 à l'égard de l'insecticide chlordane (Mehrle *et al.*, 1977) et une multiplication par 2 de la tolérance au cuivre (Dixon et Hilton, 1981). L'administration massive de vitamine C a quadruplé le seuil de toxicité chronique du toxaphène (Mayer *et al.*, 1978).

Adaptation. — Le métabolisme des organismes exposés à des concentrations sublétales d'un toxique pendant quelques jours ou quelques semaines pourrait s'adapter et accroître sa tolérance à ce toxique. Dans le présent guide, ce phénomène est appelé *adaptation*. La plupart des cas observés ont été la multiplication par 2 ou par 3 de la CL 50, ce qui pourrait ne pas être un facteur de grande importance dans l'évaluation de l'environnement.

On a observé à maintes reprises l'adaptation chez le poisson exposé aux métaux (Dixon et Sprague, 1981a ; Orr *et al.*, 1986 ; Hobson et Birge, 1989) ou aux insecticides (Holdway *et al.*, 1987). L'exposition aux métaux déclenche une augmentation de la teneur en métallothionéines dans l'organisme, lesquelles, en formant des complexes avec les métaux, les neutralisent, dans ce qui semble un mécanisme de défense (Dixon et Sprague, 1981b). Les crustacés dulcicoles de cours d'eau contaminés par le zinc sont moins sensibles à ce dernier ou au bas pH que leurs congénères d'habitats non pollués (Naylor *et al.*, 1990).

On n'a pas observé d'adaptation chez la truite exposée au plomb, au contraire rendue plus sensible à une deuxième exposition (Tang et Garside, 1987). On pourrait s'y attendre, puisque le plomb est un toxique persistant qui s'accumule dans les tissus et qui n'en est éliminé que lentement. L'adaptation à l'herbicide atrazine a été démontrée pour certaines algues, mais non pour d'autres (Hersh et Crumpton, 1989). On n'a constaté aucune acclimatation du poisson au parathion après cinq semaines d'exposition (Banas et Sprague, 1986).

Causes multiples de stress. — Dans l'environnement, l'exposition aux concentrations sublétales de substances toxiques stresse les organismes, à l'instar d'une faible teneur en oxygène, des extrêmes de température, de l'absence de nourriture, de la prédation, de la maladie ou du déséquilibre nutritionnel. Ces causes de stress ont un effet cumulatif sur les populations. Les poissons des milieux peu oxygénés, par exemple, ou les végétaux ou les animaux carencés sont plus susceptibles aux toxiques. L'exploitation des ressources par l'homme, comme la pêche peut aussi stresser les survivants, ce qui exagère l'effet des toxiques (Barnthouse *et al.*, 1990).

Inversement, l'exposition à des concentrations sublétales de toxiques (stress toxique) peut diminuer la capacité de l'organisme de tolérer d'autres causes de stress. L'exposition sublétale du poisson à un métal, par exemple, peut diminuer sa tolérance aux températures (Carrier et Beitinger, 1988).

Dans les sédiments, les apports modestes de toxiques de diverses sources sont particulièrement importants, puisque les sédiments peuvent accumuler un mélange complexe de contaminants hydrophobes (Chapman et Fink, 1984). Les animaux fouisseurs ou ceux qui ingèrent les sédiments sont plus directement exposés aux contaminants de ces derniers que les prédateurs ou les filtreurs de la colonne d'eau (Lamberson *et al.*, 1992). Si les eaux au-dessus des sédiments sont productives, leur désoxygénation périodique ou semi-permanente pourrait être une cause

supplémentaire de stress.

Les sols pollués des zones industrielles tendent aussi à renfermer divers toxiques organiques et inorganiques. En outre, les sols renferment ordinairement des molécules naturelles qui inhibent la croissance végétale. Beaucoup de végétaux et de champignons microscopiques sécrètent des substances inhibitrices (allélopathie ou amensalisme), qui inhibent la croissance des espèces concurrentes. Ces composés sont principalement des terpènes et des phénols substitués (Harborne, 1982). D'autres composés biocides ou insecticides peuvent s'échapper des feuilles mortes et des autres débris végétaux et inhiber la croissance ou les fonctions métaboliques des microbes ou des invertébrés du sol (c'est-à-dire effets sans cible particulière). Les parties du paysage où la végétation est souffreteuse ou entrecoupée de vides et le caractère incomplet des processus pédologiques pourraient signifier des problèmes de toxicité, qui, par ailleurs, pourraient être dus à des conditions physiques défavorables (p. ex. érosion, tassement du sol).

L'effet cumulatif des divers agents de stress dans l'environnement, y compris des toxiques, déterminera au bout du compte la prospérité ou non d'une population. Ainsi, dans l'extrapolation des résultats des essais toxicologiques au terrain, il faut tenir compte de l'influence combinée de tous les agents de stress de l'environnement, naturels comme anthropiques, par exemple la pêche et le dragage.

Applications des données toxicologiques

La présente section porte sur l'application des données toxicologiques à des programmes précis d'Environnement Canada. Beaucoup de principes des sections 3 et 4 s'appliquent aux programmes, mais l'utilisation des données peut différer légèrement pour répondre aux objectifs de chaque programme.

La présente section donne d'abord des orientations interprétatives pour l'emploi d'essais toxicologiques dans les programmes directement concernés par les effets des rejets de matières résiduaires :

- essais de toxicité des effluents industriels prévus par les règlements (§ 5.1) ;
- *Suivi des effets* des effluents industriels *sur l'environnement* (§ 5.2) ;
- immersion des déblais de dragage et des déchets en mer (§ 5.3) ;
- évaluation environnementale des nouvelles industries produisant des effluents (§ 5.4).

On résume ensuite l'emploi des essais dans des programmes particuliers d'Environnement Canada :

- évaluation et dépollution des *lieux contaminés* (§ 5.5) ;
- méthodes pour l'élaboration de lignes directrices sur la qualité de l'environnement (§ 5.6) ;
- évaluation des dangers posés par les substances chimiques nouvelles en application de la *LCPE* (§ 5.7) ;
- évaluation environnementale des *substances d'intérêt prioritaire* (§ 5.8) ;
- évaluation des produits de consommation pour le *programme Choix environnemental* (§ 5.9).

5.1 Maîtrise des effluents

Repères

- *Le Canada a été un des premiers pays à employer les essais de toxicité des effluents à des fins réglementaires.*
- *En 1992, les nouveaux règlements visant les effluents des fabriques de pâtes et papiers ont continué de se reposer en grande partie sur des essais de mesure de leur létalité.*
- *La netteté des résultats toxicologiques en fait des outils pratiques pour la surveillance réglementaire.*

Le Canada a adopté tôt les essais de toxicité létale des effluents comme moyen de les réglementer. Dans les années 1970, des règlements et des lignes directrices exigeaient l'absence de létalité pour la truite arc-en-ciel des effluents des fabriques nouvelles de pâtes à papier (EC, 1971 ; 1972). Les textes fédéraux exposaient les grandes lignes d'un essai toxicologique simple, présentant plusieurs caractéristiques propices à la surveillance. L'essai définitif exigeait la survie d'au moins 80 % des truites arc-en-ciel dans un effluent concentré à 65 %, ce qu'on considérait à l'époque comme le summum en matière de traitement des eaux usées. Si moins de 80 % des truites survivaient, l'effluent était considéré comme « toxique », et son rejet enfreignait l'article 33 de la *Loi sur les pêches* du Canada.

Cette approche réglementaire définissait un seuil admissible de toxicité, elle était simple d'application et elle a obtenu un succès mitigé. Quelques années plus tard, on affirmait qu'« aucun autre pays n'exige la conformité de l'industrie à un critère biologique de qualité acceptable pour ses effluents » et que « ces normes ont obligé les fabriques nouvelles à installer des dispositifs d'épuration secondaire » (Howard, 1978). Dès les années 1950, des provinces, notamment l'Alberta et l'Ontario, avaient aussi utilisé les essais toxicologiques à des fins réglementaires moins officielles.

En 1992, de nouveaux règlements fédéraux visant les papeteries ont aiguillonné une forte activité dans le domaine de l'évaluation biologique (PO, 1992). Les exigences toxicologiques et les limites chimiques étaient au cœur de la réglementation, et les limites étaient calquées sur une épuration secondaire efficace et moderne. À la fin de 1993, on a exigé la non-létalité des effluents des fabriques pour la truite arc-en-ciel et la daphnie. Une mortalité de plus de 50 % chez la truite après quatre jours d'exposition à l'effluent non dilué représentait un échec. La fréquence exigée des essais est passée de mensuelle à hebdomadaire, et la CL 50 devait être estimée par un essai employant plusieurs concentrations.

Les essais avec *Daphnia magna* ont servi à la surveillance plutôt que comme indicateurs définitifs de la toxicité. Une mortalité de plus de 50 % après deux jours d'exposition

à l'effluent déclenchait des essais intensifiés. Il fallait une estimation immédiate de la CL 50 pour la truite, ainsi qu'une mesure, à tous les trois jours, de la CL 50 pour la daphnie jusqu'à ce que trois échantillons consécutifs soient jugés conformes. Un plan correctif était aussi exigé.

(Le programme limitait aussi la DBO à 7,5 kg/t de produit, et les MES à 11,25 kg/t. On ne discutera pas ici de ces paramètres chimiques. De plus, il y avait un vaste programme de surveillance biologique et chimique du milieu récepteur [v. § 5.2.])

Après la promulgation des règlements, en 1992, les rejets liquides des fabriques se sont grandement améliorés. Vers le milieu des années 1990, presque chaque fabrique s'était dotée d'un dispositif d'épuration secondaire ou planifiait le faire. En 1994 et 1995, un programme de surveillance de 52 fabriques pratiquant l'épuration secondaire a montré que les deux tiers n'avait enregistré aucun épisode de létalité de leurs effluents (Kovacs et O'Connor, 1996). Le programme sert de modèle général à la réglementation d'autres secteurs industriels, notamment les mines de métaux.

Sur le plan technique, les atouts du programme d'essais de toxicité des effluents étaient évidents.

- résultats relativement rapides ;
- coûts relativement faibles ;
- résultats clairs, faciles à comprendre pour les fabriques et pour le public ;
- contribution à la correction rapide d'un éventuel problème ;
- incitation à atteindre l'objectif gouvernemental d'effluents non létaux.

Le caractère définitif et compréhensible des résultats de l'essai de toxicité d'un effluent en a fait un outil important pour les poursuites contre les industries prises en défaut.

La principale carence technique du programme d'essais était l'absence de lien entre la toxicité de l'effluent et l'ampleur des dégâts (ou l'absence de dégâts) dans l'écosystème récepteur. La relation dépendrait, entre autres variables, des débits relatifs de l'effluent et du cours d'eau, de la vitesse d'échange dans l'eau, de la vitesse de dispersion, etc. Ces aspects relevaient d'autres volets du programme réglementaire portant sur l'évaluation des effets sur l'environnement (§ 5.2).

5.2 Données sur la toxicité sublétale dans le suivi des effets sur l'environnement

Repères

- *Les dispositions réglementaires sur les études de suivi des effets sur l'environnement (SEE) obligent les industries des pâtes et papiers et des mines de métaux à effectuer des essais de toxicité sublétale de leurs effluents pour les poissons, les invertébrés et les végétaux.*
- *Il n'y a pas de seuil de réussite ou d'échec, mais les résultats sont jumelés à des dosages chimiques et à relevés biologiques des eaux réceptrices pour évaluer les effets possibles et la réussite de la gestion de l'effluent.*
- *Il faut valider les résultats des essais de toxicité sublétale avant de les utiliser. Un programme de SEE comporte des critères précis de validité et de production de rapports, en sus des exigences de chaque méthode normalisée d'essai.*
- *Les essais de toxicité sublétale peuvent constituer un registre chronologique utile des variations de la qualité d'un effluent.*
- *En trois ans, le programme de SEE détermine quatre à six paramètres de la toxicité sublétale pour une espèce et un effluent donnés, ce qui est peu pour estimer la variabilité. On choisit une valeur unique pour caractériser ces paramètres, afin de la comparer aux concentrations observées dans le panache du rejet dans l'eau réceptrice. Ce choix, pour une espèce et un lieu donnés, se fait selon l'une des trois méthodes suivantes :*

1. *La CI 25 (ou la CE 25) minimale de la série peut être retenue. Ce choix est recommandé uniquement si la série compte au moins 10 résultats.*
2. *La moyenne géométrique d'au moins trois CI 25.*
3. *La concentration toxique minimale prévisible (CTMP) de l'effluent, calculée par une méthode statistique à partir de trois valeurs du paramètre de mesure. Seulement 5 % des échantillons devraient être plus toxiques que la CTMP au niveau de confiance de 95 %.*

- *Superposée aux isolignes de concentration du panache, le descripteur choisi de la toxicité sublétale détermine une « zone d'effet potentiel ».*
- *On peut évaluer l'importance relative de rejets multiples en appliquant des techniques précises aux résultats des essais de toxicité sublétale des effluents et des échantillons du plan d'eau.*

Le premier programme canadien officiel de SEE a découlé du *Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers*, sous le régime de la *Loi sur les pêches* du Canada (PO, 1992). Une seconde application est prévue pour 2001, en vertu du *Règlement* modifié *sur les effluents des mines de métaux*. Les dispositions réglementaires employant le SEE insistent sur l'évaluation de l'éventuelle protection des populations de poissons, de leur habitat et de la pêche dans les eaux réceptrices d'effluents. On interprète les résultats du SEE par la prépondérance de la preuve, au moyen d'une série de moyens complémentaires, notamment les essais de toxicité sublétale de l'effluent. Pour les SEE dans les secteurs des pâtes et papiers ainsi que des mines de métaux, on a élaboré des guides techniques spécifiques (EC, 2000b, c), que les participants aux programmes devraient consulter.

Le programme des fabriques de pâtes et papiers requiert trois types d'essais de toxicité sublétale de l'effluent final, deux fois l'an. Les résultats, déclarés à l'Administration dans les 90 jours suivant la fin de l'essai, sont interprétés compte tenu des résultats de la surveillance sur le terrain, au terme de chaque cycle triennal (EC, 2000a). Le SEE proposé pour les mines de métaux sera plus particulier à chaque mine, comportera plusieurs niveaux et ne s'étalera pas sur un cycle triennal fixe. Six ensembles de résultats d'une batterie d'essais de toxicité sublétale seront exigibles au cours des trois premières années. Après, le programme exigera la surveillance annuelle continue des effluents par des essais de toxicité sublétale. Selon la vraisemblance des effets dans l'eau réceptrice et les caractéristiques locales de brassage, la direction de la mine pourrait recommander des essais supplémentaires de toxicité sublétale d'échantillons d'effluent ou d'eau de surface exposée à l'effluent, dans le plan d'un futur SEE. L'agent régional des autorisations pourrait en outre l'exiger, après discussion avec la direction de la mine et les autres parties prenantes.

Les essais de toxicité sublétale complètent les autres éléments du SEE : *a*) dosages chimiques dans l'effluent, l'eau réceptrice, les sédiments et les tissus des poissons ; *b*) cages placées dans l'eau réceptrice et contenant des organismes indigènes, cultivés ou d'élevage ; *c*) études biologiques sur les organismes vivant dans l'étendue d'eau (p. ex. macrophytes, invertébrés benthiques, poissons). Dans le cadre du SEE, les essais de toxicité sublétale peuvent servir à :

1. mesurer les variations de la qualité des rejets en fonction du temps, par suite de la modification des procédés ou de l'épuration de l'effluent à l'établissement ;
2. estimer les effets potentiels dans l'eau réceptrice ;
3. estimer, dans des situations de rejets multiples, la contribution relative des diverses sources, ponctuelles ou non, aux effets observés dans le milieu récepteur.

Les programmes canadiens de SEE exigent que les essais de toxicité sublétale portent sur l'effluent final ou sur des échantillons d'eau réceptrice. D'habitude, on se sert d'une batterie de trois ou quatre essais sur : (1) les premiers stades du développement d'un poisson ; (2) la reproduction d'un invertébré ; (3) la croissance d'une plante aquatique. Le choix des essais et des espèces dépend sur la nature de l'eau réceptrice, selon qu'elle est douce, estuarienne ou marine (tableau 7).

5.2.1 Validation des résultats des essais

Peu importe quelle sera l'utilisation finale des résultats des essais obtenus par le laboratoire de l'établissement réglementé, le personnel de ce dernier devrait d'abord s'assurer qu'ils sont valides et que le rapport renferme toute l'information requise sur l'assurance de la qualité. Les équipes de préleveurs et le laboratoire doivent respecter les marches à suivre pour l'assurance et la maîtrise de la qualité comme il en a été question dans les exigences du SEE, dans les guides techniques à l'intention de l'industrie des pâtes et papiers (EC, 2000a, b), et dans les méthodes d'essais toxicologiques. On optimise ainsi la validité et la précision, dans les limites autorisées par la méthode et la variabilité biologique naturelle.

Des problèmes d'assurance et de maîtrise de la qualité peuvent invalider les résultats d'un essai et exiger le prélèvement et l'essai d'un nouvel échantillon, qu'ils aient été découverts par le laboratoire ou par les fonctionnaires après présentation des données. Un groupe de spécialistes de la toxicologie expérimentale, formé de représentants de l'industrie et de l'Administration, a étudié les données sur la toxicité sublétale du premier cycle du programme de SEE dans les pâtes et papiers. En raison de plusieurs problèmes de qualité, il a recommandé de réviser les exigences (EC, 2000a, c) et d'y inclure certaines pratiques précises d'assurance et de maîtrise de la qualité, notamment les suivantes :

- L'essai de toxicité sublétale doit être répété sur un nouvel échantillon s'il ne remplit pas le critère de validité énoncé dans la méthode.
- L'échantillon d'effluent doit être testé dans les trois jours suivant le prélèvement, sinon il faut un nouvel échantillon.

Tableau 7. — Essais acceptables de toxicité sublétale pour le Programme de Suivi des effets sur l'environnement (SEE)

Description de l'essai	Milieu récepteur	Espèce utilisée	Méthode(s) acceptable(s)
Premiers stades de la vie ou développement d'un poisson	Marin/estuarien	*Menidia beryllina* ou *Atherinops fafinis*	USEPA, 1994a ou USEPA, 1995
	Eau douce	Tête-de-boule (*Pimephales pomelas)* ou salmonidé *	EC, 1992b ou EC, 1998
Reproduction d'un invertébré	Marin/estuarien	Oursins	EC, 1992f
	Eau douce	*Ceriodaphnia dubia* (puce d'eau)	EC, 1992a
Toxicité pour une plante aquatique	Marin/estuarien	*Champia parvula* (algue macroscopique)	USEPA, 1994a
	Eau douce	*Selenastrum capricornutum* (algue) ou *Lemna minor* (lentille d'eau)	EC, 1992d ou EC, 1999

* EC (1998) prescrit un salmonidé à l'ouest des Rocheuses, où *Pimephales promelas* n'est pas indigène.

- Les rapports doivent satisfaire au minimum exigé par la méthode.
- Les résultats doivent être déclarés dans les 90 jours suivant la fin de l'essai, afin de permettre une vérification de l'assurance de la qualité.
- Il n'est pas acceptable de déclarer que le paramètre qui était à mesurer est inférieur à telle valeur.
- Au moins une concentration testée doit être supérieure ou inférieure au paramètre de mesure.
- Un essai avec un toxique de référence doit être réalisé dans les 30 jours de l'essai sur l'effluent.
- Les essais avec un toxique de référence doivent être effectués dans les mêmes conditions expérimentales que l'essai sur l'effluent.

Ces exigences visent à assurer la validité et la grande qualité des résultats toxicologiques obtenus par les laboratoires privés lors du cycle 2 et des cycles ultérieurs du programme dans les pâtes et papiers.

De la même façon, les données pourraient être invalidées s'il manquait un ou plusieurs éléments essentiels de la méthode d'essai, par exemple si la santé des organismes ne satisfaisait pas aux critères, si la manipulation de l'échantillon avait laissé à désirer, si on avait négligé d'effectuer les contrôles nécessaires pendant l'essai ou si on n'avait pas utilisé la bonne méthode de calcul de l'effet mesuré.

Les données toxicologiques présentées dans le cadre du programme de SEE dans les pâtes et papiers doivent être accompagnées d'une description du matériel, des méthodes et des calculs pour chaque essai. La teneur minimale du rapport ou procès verbal est décrite dans les sections 8 ou 9 de chaque méthode publiée par Environnement Canada. Le tableau 8 du présent guide expose, à titre d'exemple, la teneur minimale du rapport de l'essai sur *Ceriodaphnia*. Dans les méthodes de l'USEPA (1991b et 1995), ces indications se trouvent dans la partie 10 ; Environnement Canada les a cependant adaptées quand ces méthodes servent au SEE. On a dressé des listes de contrôle des exigences minimales à déclarer à l'égard de l'assurance de la qualité et des méthodes d'essai. Ces listes visent à aider les fonctionnaires et l'industrie à évaluer l'information sur les essais. Elles sont accessibles sur le site Web du Programme d'Environnement Canada (www.ec.gc.ca/eem).

Il est recommandé que les laboratoires soient agréés pour être admissibles à la passation de marchés pour la

Tableau 8. — Exigences minimales concernant la teneur des procès verbaux des essais de toxicité sublétale pour *Ceriodaphnia dubia* dans le cadre du Suivi des effets sur l'environnement

Effluent
- type d'échantillon (ex : effluent total, effluent final)
- renseignements sur l'étiquetage et le codage de l'échantillon
- température de l'échantillon à son arrivée au laboratoire
- date de prélèvement de l'échantillon ; date et heure de réception au laboratoire

Organisme soumis à l'essai
- espèce ; source
- âge au début de l'essai
- tout aspect, comportement ou traitement inhabituels avant le début de l'essai

Critères de santé
- taux moyen de mortalité dans les élevages individuels dans les 7 j précédant l'essai
- nombre moyen de jeunes vivants par adulte, dans les élevages individuels au cours des 7 j avant l'essai
- nombre de jeunes produits par chaque géniteur dans sa couvée précédente
- éphippies dans l'élevage

Installations et conditions de l'essai
- méthode d'essai
- dates ou jours d'utilisation de sous-échantillons ou d'échantillons multiples pendant l'essai
- dates du début et de la fin de l'essai
- description des récipients d'essai (taille, forme, type de matériau)
- nom de la personne ayant effectué l'essai
- débit de préaération des solutions, le cas échéant, avant l'ajout des organismes
- durée de la préaération
- débit et durée d'aération, s'il y a lieu, pendant l'exposition des organismes
- procédure, s'il y a lieu, d'ajustement du pH de l'échantillon
- procédure, s'il y a lieu, de filtration de l'échantillon ou d'ajustement de la dureté
- type(s) et source(s) de l'eau utilisée comme eau témoin ou eau de dilution
- type et quantité de tout produit chimique ajouté à l'eau témoin ou à l'eau de dilution
- concentrations des solutions d'essai
- volume et profondeur de la solution dans chaque récipient d'essai
- nombre de répétitions par concentration
- nombre d'organismes par répétition
- oxygène dissous et pH de l'échantillon juste avant son utilisation
- température, oxygène dissous et pH des solutions d'essai et des solutions témoins
- toute anomalie du déroulement, toute modification de la méthode, tout problème observé, toute mesure corrective prise

Résultats
- taux moyen de mortalité de la première génération pour chaque solution d'essai et période d'observation
- nombre moyen de néonates dans la 1re génération dans chaque solution d'essai et période d'observation
- CL 50 (et limites de confiance à 95 %) ; aperçu de la statistique quantique utilisée
- CI 25 (et *l. c.* à 95 %) pour la reproduction ; aperçu de la statistique quantitative utilisée
- résultats et durées des essais avec toxiques de référence

réalisation d'essais de toxicité sublétale avec l'industrie des mines et celles des pâtes et papiers. L'agrément peut être accordé par le CCN (par le truchement de l'ACLAE), le MENVIQ ou un organisme équivalent. Ces organismes respectent les normes d'agrément de l'ISO. Ce niveau d'assurance de la qualité devrait constituer une condition préalable du choix du laboratoire (EC, 2000a ; 1997c).

5.2.2 Présentation, sous forme de tableau, des paramètres de la toxicité sublétale

On doit disposer de résultats valides pour chaque espèce employée dans les essais (plante, invertébré, poisson) et pour chaque période d'échantillonnage dans un cycle ou un niveau de SEE. La CI 25 (ou CE 25 dans l'essai sur embryons de salmonidé) devrait être tirée de chaque rapport d'essai. Si l'effluent ne provoque pas 25 % d'effet ou d'inhibition sublétale dans l'essai de toxicité sublétale en eau douce, alors on ne peut calculer de CI 25 ou de CE 25 et on devrait indiquer que ces paramètres s'observeraient à une concentration de plus de 100 %. Pour les essais en milieu estuarien ou marin, la concentration maximale possible sera de 67 % d'effluent, à cause de l'ajout de saumure sursalée. On déclarerait une CI 25 de plus de 67 % pour les essais montrant une inhibition de moins de 25 % à la concentration maximale.

À certaines concentrations, la mortalité peut empêcher le calcul de la CI 25 ou de la CE 25. Par exemple, il pourrait ne pas y avoir d'effets mesurés (mortalité, croissance ou reproduction) à la concentration de 32 %, mais une mortalité complète à 56 %. Il serait alors impossible d'obtenir une estimation de l'inhibition de la croissance ou de la reproduction à la concentration de 56 % et il serait donc difficile de calculer la CI 25 ou la CE 25. Si, alors, on ne peut pas les calculer, le résultat est présumé supérieur à la concentration maximale sans effet observé, ici « > 32 % ».

Une fois les données sur la toxicité sublétale validées et mises en tableau, on les interprète. Les § 5.2.3 à 5.2.5 présentent les orientations permettant d'appliquer et d'interpréter les résultats selon les trois principaux usages de ces données dans un programme de SEE.

5.2.3 Surveillance de l'évolution de la qualité de l'effluent en fonction du temps

On peut se servir des valeurs des paramètres de toxicité sublétale pour comparer la qualité de l'effluent à différents moments. On pourrait comparer des cycles du SEE ou des efforts répétés de surveillance à un emplacement donné ou évaluer l'évolution d'établissements de même type. Les comparaisons pourraient se fonder sur les CI 25 individuelles ou sur leurs moyennes géométriques pour chaque espèce. Pour les besoins du calcul de la moyenne géométrique des CI 25, on doit attribuer un résultat de 100 % à tout essai où on n'observe pas d'inhibition sublétale de 25 %[46].

On peut constater l'efficacité avec laquelle les essais de toxicité sublétale permettent de reconnaître une tendance, grâce aux données du premier cycle de SEE dans les pâtes et papiers. Entre 1992 et 1996, de nombreuses fabriques canadiennes ont modernisé ou construit des systèmes de traitement des effluents. À mesure que ces systèmes ont démarré, on a noté, dans de nombreux cas, une baisse de la toxicité sublétale des effluents (EC, 1997c). On a comparé les résultats du traitement secondaire des effluents de toutes les fabriques canadiennes et les résultats du seul traitement primaire : le traitement secondaire récemment adopté ou en place depuis un certain temps abaissait nettement la toxicité. Cette différence a été observée dans les essais de la toxicité sublétale sur *Ceriodaphnia*, *Selenastrum*, le tête-de-boule et *Menidia beryllina*. La capacité de ces essais de détecter les améliorations des effluents a beaucoup compté pendant l'examen des données du premier cycle du SEE (EC, 1997c).

5.2.4 Estimation des effets potentiels dans le milieu récepteur

Les résultats des essais de toxicité sublétale peuvent aussi servir à prédire la probabilité de zones d'effets potentiels dans l'eau réceptrice. Il est souhaitable de ne faire qu'une seule prédiction à partir d'une série d'essais en laboratoire. On recommande trois options pour choisir une concentration représentative des résultats, pour les besoins de la comparaison avec la zone potentielle d'effet.

- Utiliser la CI 25 minimale connue par suite des essais de toxicité sublétale de l'effluent d'une usine donnée.
- Utiliser la moyenne géométrique des CI 25 sublétales de l'effluent.
- Utiliser *CTMP*, calculée selon une méthode statistique spécifiée.

---

46. Ce procédé pourrait sembler défavoriser systématiquement l'industrie que l'on évalue, mais ce n'est qu'apparence. La valeur de 100 % signifie presque toujours que cette CI 25 hypothétique est plus proche des autres CI 25 mesurées, ce qui réduit l'écart-type.

CI 25 minimale. — La première option consiste simplement à comparer : *a*) la CI 25 ou la CE 25 minimale déterminée au moyen d'une série d'essais avec les concentrations prévues dans le panache, où s'effectue le mélange de l'effluent avec l'eau réceptrice. L'avantage de cette option est qu'on peut évaluer un paramètre de mesure à l'aide de la série de résultats séquentiels correspondant au même effluent ; on peut établir la variation temporelle de la qualité de l'effluent. Cependant, il faut éviter d'utiliser la valeur minimale si elle est aberrante (non représentative). L'estimation de la zone potentielle d'effet pécherait par excès de prudence. Il est essentiel de confirmer la validité de l'essai si telle est l'approche suivie. Toutes les exigences de validité devraient être au moins satisfaites, et l'intervalle de confiance à 95 % du paramètre de mesure devrait être étroit. Cette option est recommandée si l'établissement obtient au moins 10 ensembles de résultats pour une batterie d'essais de toxicité sublétale et si les essais reflètent le traitement de l'effluent et les procédés actuels.

Le nombre insuffisant d'essais toxicologiques était un des problèmes observés dans le premier cycle du SEE dans les pâtes et papiers, qui n'exigeait que quatre périodes d'échantillonnage. Cela limitait la comparaison des CI 25 aux concentrations dans le panache. Quatre valeurs ne permettent pas de se faire une bonne idée de la variabilité de la qualité d'un effluent industriel, et, en conséquence, la CI 25 minimale constituait un choix insatisfaisant.

Dans le deuxième cycle de SEE, la plupart des fabriques de pâtes et papiers effectueront six ensembles d'essais de toxicité sublétale pour chacune de trois espèces utilisées. On pourrait y ajouter l'ensemble de quatre essais homologues du premier cycle, si la qualité de l'effluent n'a pas trop changé. Le nombre d'essais pourrait alors totaliser 10, bien peu encore compte tenu de la variabilité habituelle des résultats. Si on employait plus d'échantillons, des résultats devraient révéler une toxicité inférieure à celle du « moins toxique des 10 essais », tandis que d'autres échantillons supplémentaires devraient présenter une toxicité supérieure à celle du « plus toxique des 10 essais ». Souvent, les six ensembles seulement de résultats du cycle 2 seront utiles pour refléter le degré actuel de traitement de l'effluent, puisque le traitement secondaire a débuté dans la seconde demie du premier cycle.

Afin de compenser partiellement le peu de résultats d'essais de toxicité sublétale (< 10), on pourra recourir à une ou deux finesses : (1) utiliser la moyenne géométrique des CI 25 obtenues dans une période donnée d'essais ; (2) utiliser une méthode statistique pour calculer, à l'aide des valeurs disponibles, la CI 25 minimale la plus susceptible de se présenter si on répète les essais dans les mêmes conditions. Ces deux méthodes mathématiques nécessitent au moins trois CI 25 pour chaque lieu de rejet (ou trois CE 25 pour l'essai avec embryons de salmonidé). Ces méthodes sont décrites ci-après.

Moyenne géométrique. — Cette statistique peut caractériser un ensemble d'effets mesurés sur une espèce et pour un lieu de rejet donnés. Elle se calcule avec toutes les CI 25 pour l'espèce (ou les CE 25, pour les salmonidés)[47]. L'écart-type se calcule aussi au moyen des logarithmes de ces paramètres. On devrait déterminer l'antilogarithme du résultat et signaler cette valeur arithmétique comme écart-type. Cette méthode peut s'utiliser si on possède au moins trois valeurs pour une série de paramètres.

La CTMP. — Lorsqu'on dispose d'une série de moins de 10 CI 25 (ou CE 25), une méthode statistique permet de prédire la CI 25 minimale susceptible d'être observée si le nombre d'essais était beaucoup plus grand. On appelle cette estimation la *concentration toxique minimale prévisible (CTMP)*, définie comme la concentration d'effluent sous laquelle seulement 5 % des échantillons sont susceptibles de subir un effet sublétal, au niveau de confiance de 95 %. En d'autres termes, la CTMP est l'estimation d'une CI 25 assez faible pour qu'au moins 95 % de la population des CI 25 lui soit supérieure (moins toxique), au niveau de confiance de 95 %. La méthode, conforme aux relations normales de probabilité, repose sur l'hypothèse d'une distribution log-normale de la population. La méthode, adaptée de l'USEPA (1991a), est décrite ci-dessous. On peut l'utiliser pour une série d'au moins trois paramètres.

Pour déterminer la CTMP, on calcule d'abord la moyenne géométrique et l'écart-type logarithmique, comme on vient de l'expliquer sous la rubrique précédente. On tire du

---

47. La moyenne géométrique est la racine énième du produit de *n* valeurs. Dans le second cycle de SEE, ce sera le plus souvent la racine 6e du produit de 6 CI 25. On pourra aussi diviser par 6 la somme des logarithmes des 6 CI 25, et prendre l'antilogarithme de ce quotient comme moyenne géométrique. Le logarithme de chaque CI 25 sert aussi à calculer l'écart-type. On peut aussi utiliser les logarithmes naturels.

tableau D2 de l'annexe D un *facteur de compensation* pour un degré de confiance de 95 %. L'exemple qui suit montre comment calculer la CTMP avec la moyenne, l'écart-type et le facteur de compensation. Cette approche statistique est relativement prudente, puisque l'estimation est sensible à la variation de qualité de l'effluent et au nombre limité de résultats d'essais. Dans un souci plus grand de prudence, on pourrait utiliser le facteur de compensation correspondant au degré de confiance de 99 % du tableau D2.

Un exemple de calcul détaillé pour un essai avec *Selenastrum* est présenté à l'annexe D. Dans l'exemple, quatre essais sur l'effluent d'une fabrique donnent des CI 25 de 15, 17, 25, et 30 % (tableau D-1), et la CTMP est estimée à 3,7 %. Le facteur approprié de compensation du tableau D2 dépend du nombre de mesures de la CI 25 ; comme il est ici de quatre, le facteur est 5,369. On multiplie ce dernier par l'écart-type logarithmique, et on déduit le produit du logarithme de la moyenne géométrique. L'antilogarithme de la différence fournit l'estimation de la CTMP. Comme cet exemple le montre, la CTMP envers *Selenastrum* est inférieure (plus toxique) à la plus faible CI 25 mesurée, puisque l'estimation statistique tient compte de la variabilité de la toxicité sublétale de l'effluent et du petit nombre de valeurs mesurées. Répétons-le, la CTMP est une estimation de la toxicité sublétale maximale pour *Selenastrum*, susceptible de se manifester ou d'être dépassée (par une toxicité encore plus grande) 5 % du temps dans les échantillons d'effluent de la même source.

Dans le cadre de l'examen des données du premier cycle, on a calculé la CTMP des effluents de la plupart des fabriques canadiennes de pâtes et papiers. Les effluents subissant seulement le traitement primaire ont présenté une grande variation de leur toxicité, et leurs CTMP étaient donc très faibles. Le nombre réduit d'essais toxicologiques (à 3 ou 4 résultats seulement) s'est aussi traduit par de faibles CTMP. Pour certains effluents subissant le traitement primaire, la différence entre la CI 25 moyenne et la CTMP était de six ordres de grandeur. Pour les effluents subissant le traitement secondaire, la différence n'était généralement que de trois ordres de grandeur. Le traitement plus efficace de l'effluent constituait la principale cause de cette différence moindre, mais le nombre plus élevé de données a aussi eu une influence considérable. Lors de l'examen des données du premier cycle, des groupes préoccupés par les effets sur l'environnement ont condamné les valeurs très faibles de certaines CTMP, les jugeant irréalistes. De fait, les estimations étaient statistiquement réalistes : elles signalaient plutôt des situations qui laissaient peut-être à désirer, nécessitant plus d'essais toxicologiques, moins de variabilité dans la toxicité mesurée (ou les deux) afin de valider les estimations statistiques.

Les observations faites au Canada peuvent être comparées aux résultats d'essais plus étendus obtenus dans neuf fabriques de pâtes et papiers des États-Unis, toutes dotées de traitement secondaire. Les données sur la toxicité sublétale pour *Ceriodaphnia* ont été mises à la disposition du groupe d'étude sur la toxicologie expérimentale, composé d'experts de l'industrie et de l'administration fédérale canadienne lors de l'examen des données du premier cycle. Sur chaque fabrique américaine on possédait de neuf à quinze CI 25. Pour chaque fabrique, on a calculé la CI 25 moyenne et la CTMP, et les deux différaient généralement d'un ordre de grandeur ou moins. Cette concordance serrée était probablement due au fait que : (1) la qualité de des effluents de chaque fabrique était relativement stable ; (2) les essais avec *Ceriodaphnia* ont été menés par un laboratoire spécialisé dans ce type d'essai ; (3) chaque fabrique disposait d'un nombre relativement élevé d'essais. À l'issue du deuxième cycle, des fabriques canadiennes devraient avoir obtenu 10 CI 25 pour chaque essai de toxicité sublétale. On pourrait alors observer une tendance semblable vers le relèvement de la CTMP, laquelle approcherait la moyenne géométrique des CI 25.

Le Groupe d'experts sur la toxicologie de laboratoire a soulevé deux sujets de préoccupation à propos de l'utilisation de la CTMP pour estimer la zone potentielle d'effet dans le cadre du SEE dans les pâtes et papiers.

1. *Normalité des données et petite taille des échantillons.* L'utilisation d'un facteur de compensation pour calculer la CTMP repose sur l'hypothèse d'une distribution à peu près normale des données. On a tenté d'analyser les résultats des essais de fabriques américaines avec *Ceriodaphnia*, mais les ensembles de résultats ne comptaient pas assez de valeurs pour déterminer si leur distribution était normale. Selon un statisticien conseil du groupe d'experts, il était peu probable que la normalité des données pose problème dans ce cas, et les faibles CTMP étaient dues à la petite taille des échantillons (maximum de quatre résultats dans le premier cycle).
2. *Cause de variation.* Deux grandes causes de variation peuvent influer sur la CTMP : *a*) la variabilité de réponse du système d'essai, *b*) les variations de qualité de

l'effluent, dues à un changement de procédé de la fabrique ou du dispositif de traitement ou à des influences saisonnières. La variabilité du système d'essai peut découler d'une réaction de l'organisme ou d'une variation de la technique. Lors du premier cycle du SEE dans les pâtes et papiers, il était manifeste qu'il n'y avait pas de norme cohérente de qualité pour les essais de toxicité sublétale, et on accordait trop de latitude en matière d'assurance de la qualité aux laboratoires conseils effectuant les essais. Pour le deuxième cycle, on a défini le degré de maîtrise interne de la qualité par des modifications aux méthodes officielles et de nouvelles exigences pour le SEE. En outre, Environnement Canada a fortement recommandé que les fabriques ne passent de marchés qu'avec des laboratoires agréés par un programme externe (p. ex. ACLAE ou MENVIQ) pour effectuer les essais de toxicité sublétale. Ces changements devraient réduire la variabilité intralaboratoire. Le groupe d'experts recommande aussi, de ne pas combiner pour le calcul de la CTMP, les CI 25 obtenues après un changement dans le procédé de la fabrique ou le traitement des rejets aux CI 25 mesurées avant.

Le groupe d'experts a aussi consulté des ingénieurs spécialistes du traitement des effluents sur les variations saisonnières de la qualité des effluents des fabriques canadiennes de pâtes et papiers. De l'avis général, la qualité varie peu entre l'été et l'hiver, à condition de bien conduire le traitement (EC, 1997c).

Comparer les résultats de laboratoire à la réalité du panache. — En vertu du programme de SEE dans les pâtes et papiers, chaque fabrique doit cartographier le panache de rejet de son effluent dans l'eau réceptrice et montrer à quel endroit la concentration diminue à 1 %. Cette carte est établie au moyen de mesures sur le terrain, par modélisation ou les deux, pour les périodes critiques d'étiage ou les conditions de faible mélange dans les lacs, les estuaires et les océans. Ce document facilite énormément la comparaison entre les concentrations prévues dans l'eau réceptrice et la toxicité sublétale mesurée de l'effluent.

Le critère de comparaison s'obtiendrait par l'une des trois méthodes décrites précédemment : la CI 25 minimale, la moyenne géométrique des CI 25 ou la CTMP. Chaque méthode permet de délimiter une zone où l'effet spécifié serait constaté chez une espèce particulière. On peut donc définir la « zone potentielle d'effet » comme la partie du panache où les concentrations dépassent le critère retenu d'effet sublétal. Pour chaque espèce, on peut cartographier la zone potentielle d'effet par rapport au diagramme du panache pour montrer si elle est plus grande ou plus petite que l'aire du panache délimitée par l'isoligne de concentration de 1 % (v. annexe D).

5.2.5 Comprendre les effets en situation de rejets multiples

Les estimations de la toxicité sublétale peuvent aider à comprendre la contribution relative de divers rejets industriels ou urbains aux effets observés sur les organismes de l'eau réceptrice, que ces rejets proviennent de sources ponctuelles ou non ponctuelles (p. ex. les lixiviats d'une décharge, l'eau de ruissellement d'un tas d'écorce ou l'eau de drainage de roches acides). On peut estimer chaque contribution à l'effet observé dans le milieu si on possède des données sur la toxicité sublétale, le débit du rejet et les caractéristiques de la dispersion en milieu récepteur. Si plusieurs panaches de rejet se superposent, il faudra plus d'efforts pour distinguer la contribution des sources. On pourrait tester des échantillons d'eau de surface prélevés en des emplacements-clés près de la zone exposée, afin d'estimer la contribution combinée des différentes sources à la toxicité.

L'USEPA (1991a) recommande la méthode suivante pour séparer les apports toxiques individuels en cas de rejets multiples.

1. Effectuer une batterie d'essais de toxicité sublétale sur des échantillons prélevés à chaque source de rejet. Utiliser l'eau normale du laboratoire ou de l'eau non contaminée de l'emplacement pour les dilutions et les témoins. Cela permet d'estimer la toxicité sublétale absolue de chaque rejet. Répéter l'échantillonnage et les essais sur tout rejet que l'on sait posséder une toxicité variable, pour estimer le degré de variabilité.

2. Effectuer une batterie parallèle d'essais de toxicité sublétale sur chaque rejet en rivière, en utilisant de l'eau prélevée immédiatement en amont du point de rejet pour la dilution et les témoins. Pour les lacs et les estuaires, effectuer la batterie parallèle d'essais en utilisant pour la dilution et les témoins de l'eau prélevée à l'extérieur de la zone immédiatement touchée par les rejets. On doit analyser des témoins séparés et simultanés en employant de l'eau non contaminée ordinaire, dans un souci d'assurance de la qualité.

   Il faut reconnaître que les sources d'amont de l'eau de dilution ou de l'eau témoin pourraient être déjà contaminées par d'autres rejets ou d'autres sources de toxiques. En conséquence, cette eau de dilution pourrait influer sensiblement sur la croissance ou la reproduction,

dans les concentrations d'effluent étudiées ou même dans les milieux témoins. Les résultats n'en seraient pas invalidés pour autant, puisque le but de l'enquête est d'évaluer les contributions relatives des rejets à la toxicité totale de l'eau réceptrice.

Comme étape supplémentaire, on confirme la contribution relative des rejets en effectuant des essais de toxicité sublétale sur des échantillons d'eau réceptrice (essais dits en milieu ambiant). Ces essais peuvent aider à :

a. confirmer la conservation ou non d'une toxicité mesurable dans l'effluent, après le mélange de ce dernier dans l'eau réceptrice ;

b. estimer, dans l'eau réceptrice, la persistance de la toxicité de toutes origines ;

c. déterminer la toxicité totale résultant du mélange des eaux de toutes les sources, ponctuelles ou non, en tant qu'estimation de l'effet global sur le milieu récepteur.

Pour les essais sur les échantillons d'une eau de surface recevant des rejets toxiques de sources multiples, on devrait procéder de façon synoptique et, si possible, durant les périodes de faible débit ou les plus défavorables. À tout le moins, la durée de l'échantillonnage devrait être comprimée au maximum (1 ou 2 jours). Plusieurs cycles d'échantillonnage et d'essais seraient souhaitables si la toxicité des rejets était variable. Les orientations qui précèdent sur l'évaluation de la toxicité imputable à des sources multiples s'inspirent de huit recherches sur place menées en vertu du *USEPA Complex Effluent Toxicity Testing Program (essais toxicologiques sur effluents complexes)* [Mount et Norberg-King, 1985, 1986 ; Mount *et al.*, 1984 ; 1985 ; 1986a, b, c ; Norberg-King et Mount, 1986]. Les résultats de ce programme ont permis des interprétations valides, pertinentes pour l'industrie canadienne des mines de métaux et pour l'ÉTIMA, selon une revue des études, puis selon les réanalyses et critiques indépendantes (Sprague, 1997).

Une autre méthode de comparaison des apports de toxicité sublétale de différents effluents ou d'autres sources consiste à calculer la *le flux de toxicité (FT)* ou le *coefficient de flux de toxicité (CFT)*. Les deux évaluent le *débit relatif* (ou la *charge* relative), c'est-à-dire le débit de matières rejetées et son degré de toxicité. Au moyen de la formule *FT = nbre d'unités de toxicité sublétale × débit du rejet*, on peut comparer de façon rationnelle les débits (ou charges) de toxicité quand les rejets varient par le débit et la (concentration de) toxicité. Poussant le degré de raffinement, la formule *CFT = nbre d'unités de toxicité sublétale × débit du rejet / cadence de production de l'établissement* décrit le débit (ou la charge) de toxicité par unité de production de l'établissement. Ces notions sont approfondies au § 4.3.3. La pleine exploitation de ces concepts de débit (ou de charge) de toxicité exige aussi la prise en considération de la dispersion de l'effluent dans les eaux réceptrices.

5.2.6 *Intégrer les résultats des essais toxicologiques dans la surveillance de l'environnement*

Tout programme de SEE doit prendre en considération l'ensemble complet des résultats des enquêtes biologiques et des analyses chimiques, ainsi que des résultats extrapolés des essais de toxicité sublétale de l'effluent ou des effluents ou de l'eau ou des eaux réceptrices. Chacun de ces outils pourrait fournir une information divergente.

On devrait se rappeler quelques points supplémentaires, pour délimiter la « zone potentielle d'effet » au moyen des données sur la toxicité sublétale.

1. *Toxicité de fond.* Certaines descriptions antérieures posent l'absence, en amont, de sources significatives de toxicité. Cette hypothèse serait erronée si des panaches se superposaient, et toute interprétation des faits devrait tenir compte des effets combinés potentiels. En cas de rejets supplémentaires (qui seraient facteurs de confusion) et d'une éventuelle superposition de panaches, on devrait suivre les orientations du § 5.2.5.

2. *Type d'eau réceptrice.* Le pH, la dureté, le COD et d'autres caractéristiques de l'eau réceptrice peuvent accroître ou réduire la toxicité de l'effluent par rapport à celle qui est mesurée avec de l'eau du laboratoire. Dans les études sur les mines de métaux, une des options pour neutraliser ces causes de variation consiste à utiliser de l'eau non contaminée d'amont ou d'un emplacement de référence comme eau de dilution et eau témoin, comme le propose le guide technique pour les SEE du secteur minier. Cette approche a fait l'objet d'une étude dans le cadre de l'ÉTIMA (1997 ; 1998b). On avait conclu que l'emploi d'eau locale non contaminée avait une utilité limitée, compte tenu du coût supplémentaire de son prélèvement, souvent en des endroits inaccessibles par la route. Pour le SEE des pâtes et papiers, le groupe d'experts ne recommande pas d'utiliser l'eau locale dans les essais de toxicité sublétale, car la qualité de l'eau réceptrice n'affecte pas de manière importante l'action des toxiques organiques normalement présents dans les effluents (EC, 1997c).

3. *Incertitudes quant au panache*. Les calculs de la dilution pourraient être difficiles ou imprécis ou la position de zone de mélange pourrait varier. Dans ces cas, l'exposition des organismes résidants serait incertaine ou variable.
4. *Écarts entre les espèces*. La toxicité estimée en laboratoire risque de ne pas s'observer dans l'eau réceptrice si l'organisme d'essai est plus sensible que les espèces locales.

En comparant les résultats des essais toxicologiques à ceux d'études chimiques et biologiques, on devrait tenir compte de la nature, du lieu et de l'amplitude des changements dans le milieu récepteur. À tout le moins, les effets observés devraient coïncider avec le sens du déplacement du panache d'effluent et décroître en raison de la distance de l'exutoire [48]. La dilution dans le plan d'eau doit être clairement expliquée. Les effets biologiques locaux attribués à l'effluent devraient à peu près correspondre à la concentration estimée de l'effluent. L'effet biologique présumé comme résultant de l'exposition à l'effluent ne devrait pas s'étendre beaucoup plus loin que les points du panache où la toxicité tombe sous la CI 25 minimale. Les prédictions de la toxicité sublétale semblent souvent bien corrélées avec les observations faites sur des organismes sédentaires comme les invertébrés benthiques [49]. La preuve d'une assez bonne corrélation des relevés des communautés d'invertébrés benthiques ressort clairement des SEE du cycle 1 dans 17 fabriques de pâtes et papiers de la région de l'Atlantique. Dans 12 études marines sur 12, les résultats des essais de toxicité sublétale ont permis de prédire justement qu'il y aurait des effets sur la communauté benthique. Dans une étude en eau douce sur 4, les essais toxicologiques donnent un faux positif. La corrélation n'était pas aussi forte entre la toxicité sublétale et les indicateurs de santé des poissons adultes capturés pendant les études, surtout parce les prises ont été insuffisantes et qu'on a été incapable de confirmer l'exposition à l'effluent des fabriques (Parker et Smith, 1997).

5.2.7 Les zones de mélange

La cartographie de la zone d'effets potentiels contourne la question de ce qu'est une zone « admissible » d'effets sublétaux. Il n'existe aucune directive nationale sur les zones admissibles de mélange au Canada, puisque l'établissement de telles zones est impossible en vertu de la *Loi fédérale sur les pêches*. Chaque province, cependant, peut se donner ses propres politiques ou définitions. La plupart des directives des provinces ne font pas la distinction entre les effets aigus et chroniques, tandis que le SEE traite exclusivement des effets sublétaux (≈ chroniques).

La Colombie-Britannique a défini la zone de mélange de l'effluent d'une fabrique pâte comme la zone de *dilution initiale* dans laquelle on pourrait excéder les nombres-guides de qualité de l'eau (Pollution Control Board, 1977), en d'autres termes, l'espace limité où sont autorisés des effets sublétaux. Sous l'égide du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, le *Pollution Control Board* l'a dimensionnée à la longueur maximale de 100 m, à condition de ne pas dépasser 50 % de la largeur du plan d'eau. Dans les lacs, les estuaires et le milieu marin et quand les sources de rejets sont multiples, la distance de 100 m s'appliquait dans toutes les directions, tandis que dans les cours d'eau, elle s'appliquait en aval du point de rejet.

Le Québec limite la taille des zones de mélange depuis 1980 et il exige l'absence de toxicité sublétale à sa périphérie. L'imposition de telles limites à la toxicité est une prérogative des provinces. Globalement, les limites suivantes imposées par le Québec sembleraient protéger les petits plans d'eau et empêcher le rejet massif de polluants dans les grands cours d'eau dotés d'un grand pouvoir de dilution, comme le Saint-Laurent. L'interprétation des résultats des SEE pourrait tenir compte de ces restrictions.

- moins de 300 m de longueur ;
- largeur n'excédant pas la moitié de la largeur du cours d'eau, jusqu'à concurrence de 50 m ;
- dilution maximale de 1/100 (en d'autres termes, le périmètre de la zone est défini par la diminution de la concentration à 1 %).

L'Alberta a établi une zone de mélange à deux degrés

---

48. Cette généralisation pourrait compter ses exceptions. Par exemple, des solides renfermant des toxiques pourraient être transportés par le courant, se déposer et créer une zone localisée d'effets amplifiés.

49. L'examen de 63 études permettant de comparer les résultats d'essais de toxicité sublétale sur des effluents aux effets observés dans les communautés aquatiques exposés a révélé 53 cas de concordance et 10 de discordance, soit un taux de concordance de 84 % (Sprague, 1997). Ce taux pourrait ne pas être vrai dans le cas des fabriques de pâte si les rejets effectués par le passé avaient entraîné le dépôt d'écorce et de fibre ligneuse dans d'importantes zones, car le facteur dominant pour déterminer la zone d'effets potentiels pourrait alors être l'altération de l'habitat.

reposant sur des *nombres-guides mesurés dans le cours d'eau*, concentrations énumérées dans un guide des modes opératoires de la *Protection de l'environnement de l'Alberta* (AEP, 1995). Les nombres-guides « chimiques » sont tirés des valeurs publiées par l'Alberta (AEP, 1978) et l'USEPA, dans son « *Gold Book* » (1986). Les *nombres-guides sur la toxicité aiguë* visent à protéger les organismes aquatiques des effets létaux à court terme, fondés sur la concentration moyenne sur un jour, alors que les *nombres-guides sur la toxicité chronique* visent à les protéger des effets sublétaux, fondés sur une concentration moyenne sur quatre jours. Il faut respecter une liste exhaustive de restrictions générales ou reliées au débit sur la taille de la zone de mélange, afin de protéger d'autres utilisations de l'eau et le plan d'eau dans son ensemble. (Par exemple, la zone de mélange ne doit pas tuer les organismes pélagiques ou leur bloquer le passage, elle ne doit pas empiéter sur les prises d'eau potable et elle ne doit pas créer de problèmes avec les substances susceptibles de bioaccumulation). De plus, on assortit la zone de mélange des dimensions maximales suivantes :

- La zone dans laquelle les nombres-guides de toxicité aiguë pourraient être excédés ne doit pas dépasser 30 m, quelle que soit la direction.
- Le panache environnant, à l'intérieur duquel les nombres-guides de toxicité chronique pourraient être excédés, se limite à la moindre des deux dimensions suivantes en période d'étiage : la moitié de la largeur du cours d'eau ou une longueur égale à 10 fois la largeur du cours d'eau.

Les deux énoncés suivants résument les nombres-guides sur les « zones sublétales de mélange » publiés par la région VIII de l'USEPA (*USEPA Region VIII*, 1994).

- Dans un cours d'eau : la largeur de la zone sublétale de mélange se limite à la moindre des deux dimensions suivantes en période d'étiage : la moitié de la section mouillée ou une longueur égale à 10 fois la largeur du cours d'eau.
- En eau tranquille (lac ou réservoir) : la zone sublétale de mélange se limite à la moindre des deux dimensions suivantes : un rayon de 60 m ou 5 % de la superficie de la nappe d'eau.

Pour les adapter au Canada, il faudrait modifier le libellé de ces définitions. Par exemple, pour éviter de trop vastes zones de mélange dans les gros cours d'eau, on devrait en limiter la longueur absolue, comme le maximum de 300 m du Québec. Les eaux côtières pourraient être ajoutées au deuxième énoncé, avec une limite de 60 m pour le rayon.

5.3 Évaluation de la toxicité des sédiments pour le dragage et l'immersion en mer

Repères

- *L'immersion de substances non dangereuses en mer est régie par la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE).*
- *Selon la méthode canadienne, les matières destinées à l'immersion sont d'abord l'objet d'une première évaluation, puis, au besoin, d'une batterie d'essais toxicologiques.*
- *La surveillance se déroule selon une suite d'essais semblables, en application d'un ensemble officiel de modes opératoires.*
- *Les essais toxicologiques devraient notamment porter sur un sédiment de référence. L'acceptabilité de ce dernier est jugée principalement en fonction de sa granulométrie et de sa teneur en COT, qui sont similaires, et de son absence de toxicité. Comme la sélection n'est pas facile, on propose des méthodes pour la faciliter et aider ultérieurement à l'interprétation des résultats.*
- *La sensibilité relative des essais toxicologiques pour les sédiments semble suivre l'ordre (décroissant) suivant : luminescence bactérienne (en phase solide ou après extraction) ≥ fécondation des oursins > mortalité des amphipodes > luminescence bactérienne (eau de porosité) = croissance et survie des polychètes. L'essai de létalité aiguë pour un amphipode endogé semble sensible, bon indicateur des conditions du milieu réel, même si la sensibilité des espèces diffère.*

5.3.1 La méthode canadienne

La partie VI de la LCPE régit l'immersion en mer au moyen d'un système de permis. Seule l'immersion de substances inertes, non dangereuses et non contaminées est autorisée. Encore faut-il que ce soit la méthode préférable et pratique sur le plan environnemental (LCPE, 1988). Le plus souvent, il s'agit de déblais de dragage de chenaux et de ports. Parmi les autres matières ainsi rejetées, on compte les déchets de poisson et les aliments pour animaux qui ne peuvent pas servir d'engrais, la ferraille et les vieux navires. On surveille les lieux d'immersion pour s'assurer du respect des conditions du permis et pour vérifier que l'examen de la demande de permis et le choix du site ont convenu à la protection de l'environnement.

La méthode canadienne tire ses origines de la convention

de Londres de 1972, signée par plus de 70 pays afin de prévenir la pollution résultant de l'immersion de déchets en mer (IMO, 1990 ; aussi résumé dans EC, 1993b ; 1995b). Le Canada évalue les déchets à immerger conformément au cadre établi à cette fin dans la convention, qui préconise le principe de précaution, l'examen complet des options et des méthodes scientifiques pour caractériser la substance et décider si celle-ci se prête à l'immersion (fig. 9 ; EC, 1995b). Si, à l'évaluation préliminaire des substances chimiques, on outrepasse des limites définies, des essais toxicologiques servent à caractériser le déchet dans le cadre de la demande de permis. La décision d'accorder le permis est suivie d'un contrôle, pour vérifier les hypothèses élaborées sur les répercussions pendant l'examen (EC, 1993c), et on pourrait, à cette fin, effectuer des essais toxicologiques. Par rétroaction, les résultats des contrôles sont repris pour la sélection du lieu d'immersion, en vue, éventuellement, de réviser les prédictions, l'attribution du permis et les conditions dont celui-ci est assorti (fig. 9).

Pour **caractériser et évaluer** les matières en vue de l'immersion, la méthode canadienne, en plusieurs étapes, utilise l'analyse chimique et les essais de toxicité des sédiments (EC, 1993b). HAP, BPC, métaux et dioxines figurent parmi les substances visées, et les déchets contenant plus que le seuil de présélection d'une substance spécifiée devront subir des essais toxicologiques. La batterie de cinq essais biologiques comprendrait un essai de luminescence bactérienne, un essai de 10 j sur la survie d'un amphipode, un essai sur la réussite de la fécondation d'oursins (EC, 1992c, e, f), un essai de survie et croissance d'un polychète (EC, en prép., b), et un **essai de bioaccumulation** (USEPA, 1993). Tous ces essais sont du type « réussite ou échec », sans dilution du déchet (EC, 1993b).

La méthode canadienne de **contrôle** est décrite dans les *Directives provisoires sur la surveillance dans le cadre de l'immersion en mer* (EC, 1993c), dans les *Directives sur la surveillance biologique* (EC, 1994b), connexes, et dans des directives provisoires pour l'interprétation des données (EC, 1996b, c). Il s'agit d'une approche à plusieurs niveaux, portant parallèlement sur : *a*) la chimie des sédiments ; *b*) la toxicologie des sédiments ; *c*) la communauté benthique (fig. 10). On pourrait entreprendre des enquêtes biologiques supplémentaires in situ pour vérifier d'hypothétiques incidences locales ou pour faire suite à des évaluations antérieures du sédiment.

Lors de l'évaluation et du contrôle des sédiments sur les lieux d'immersion, un problème qui semble insoluble est que la plupart des méthodes de prélèvement des échantillons altèrent les gradients verticaux de plusieurs propriétés du substrat (EC, 1994c). Le mélange ou le tamisage des échantillons en vue des essais toxicologiques détruisent complètement ces gradients. On peut ainsi perturber certaines caractéristiques physico-chimiques déterminant la biodisponibilité des toxiques. Un gradient vertical des plus importants est l'état redox, à variation très rapide, commandé par une décomposition qui consomme l'oxygène plus rapidement que ce dernier ne diffuse vers le bas (Burton, 1991). Mais il existe d'autres gradients de composition chimique que l'état redox (voir § 4.15.1). Dans les sédiments apparaissent aussi des gradients physiques, le dépôt des particules étant suivi d'un remaniement à la faveur de différences dans la vitesse de dépôt, des courants et de l'activité animale.

En conséquence, la toxicité mesurée en laboratoire correspond plus à celle des matières immédiatement après leur élimination. Graduellement, à mesure que les gradients se précisent dans le sédiment celui-ci peut devenir plus ou moins toxique. Le caractère partiel de la méthode doit rester présent à l'esprit lors de l'évaluation des données toxicologiques.

5.3.2 Sédiments de référence

Le présent paragraphe s'attarde aux sédiments plutôt qu'aux autres matières, parce que les déblais de dragage constituent les matières les plus souvent éliminées par immersion. On devrait comparer les résultats des essais toxicologiques sur le sédiment aux résultats obtenus avec un sédiment témoin, un sédiment de référence ou les deux [50], afin de déceler des différences significatives. Au

---

50. L'emploi, pour la comparaison, d'un sédiment témoin ou d'un sédiment de référence dépend en partie des buts du programme et du plan d'expérience. Parfois les deux sont préférables, pour différentes raisons. Du sédiment témoin peut être prélevé sur les lieux de capture des organismes ou ce peut être le sédiment utilisé pour leur élevage. La comparaison avec un témoin est utile, car on le sait non contaminé et favorable à la bonne santé des organismes utilisés dans l'essai.

Les sédiments de référence sont habituellement prélevés près des lieux du prélèvement des sédiments à l'étude, mais hors de la zone d'influence des polluants : on les estime donc non pollués. Un sédiment de référence doit être utilisé à titre de comparaison si les essais portent sur des amphipodes marins ou estuariens en présence de sédiments prélevés sur le terrain (EC, 1992e). En effet, par ses caractéristiques telles que la granulométrie, le sédiment de référence

(à suivre...)

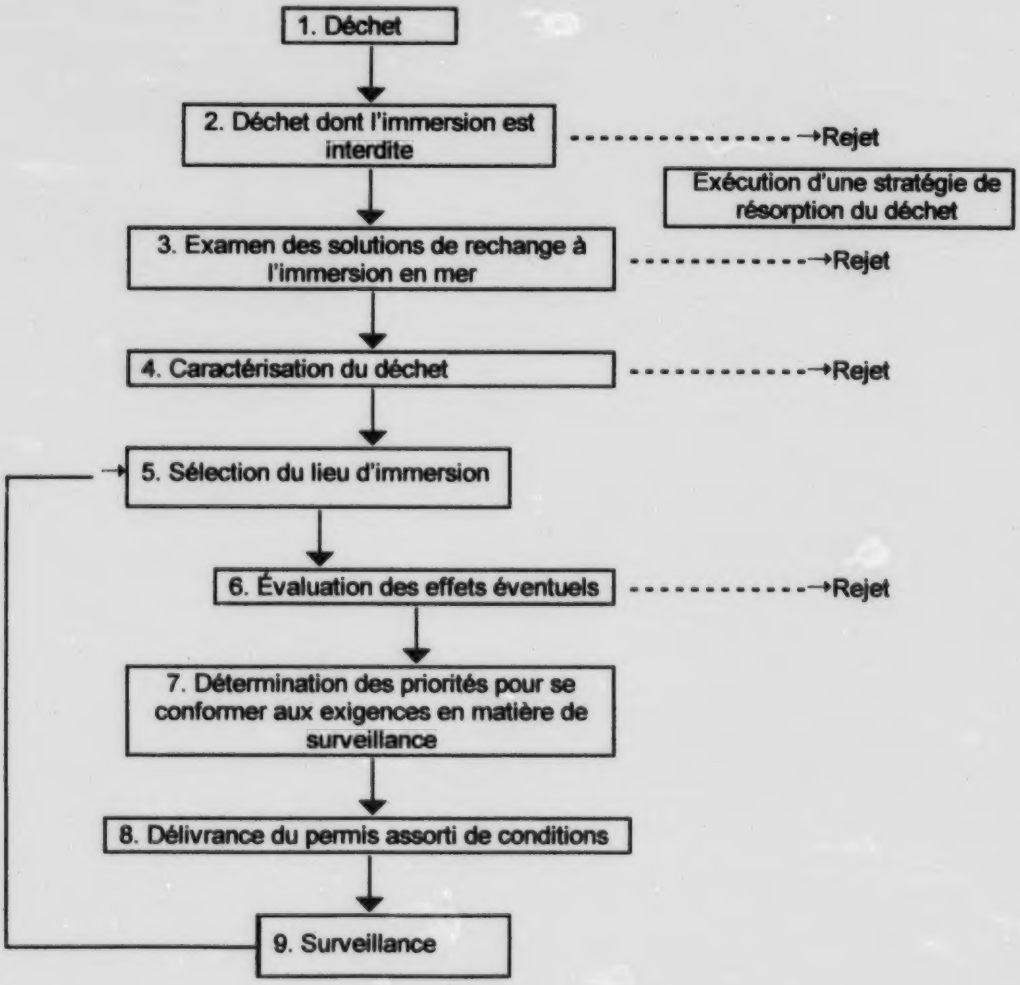


Figure 9. — Cadre d'évaluation des déchets destinés à l'immersion. Schéma simplifié de l'approche recommandée dans la Convention de Londres de 1972 (IMO, 1990). Tiré de Chevrier et Porebski (1993).

§ 4.4, on discute de l'interprétation des résultats des essais de toxicité des sédiments, dont Ingersoll (1995) a fait la synthèse.

Le § 4.11.1 porte sur le choix du lieu de prélèvement des sédiments de référence. Il est parfois difficile de trouver, près de la source du sédiment d'essai, un emplacement où le sédiment possède des caractéristiques semblables, sans être contaminé. Dans un lieu donné, les sédiments contaminés fins tendent à se déposer dans les zones calmes ; les zones non polluées proches peuvent être balayées par des courants plus forts (d'où l'absence de dépôts fins contaminés) et présentent une granulométrie plus grossière.

Autre difficulté très concrète, le programme d'échantillonnage sur le terrain (et peut-être d'essais toxicologiques) pourrait être terminé avant que les résultats des analyses physico-chimiques ne soient disponibles, pour aider à choisir les sédiments de

50. (...suite)
est plus susceptible de ressembler au sédiment examiné. Il est souhaitable de supprimer ou de réduire au minimum ces différences de caractéristiques, parce qu'elles exercent peut-être des effets biologiques et qu'il faut distinguer sans équivoque les effets du toxique ou des toxiques.

référence. Les préleveurs devraient s'efforcer d'apparier les sédiments en notant les caractéristiques manifestes sur le terrain et en éliminant les échantillons visiblement non convenables. Les préleveurs pourraient aussi tenter d'obtenir une série d'échantillons de référence dont la granulométrie englobe celle du ou des sédiments d'essai. Un des sédiments de référence pourrait être bien assorti au sédiment d'essai ; si tous étaient éprouvés, les effets biologiques attribuables à la granulométrie devraient se révéler dans les différences entre les sédiments de référence.

Des sédiments semblables pourraient ne pas se trouver à proximité ou ils pourraient être tous contaminés. Dans ce cas, les sédiments d'une zone côtière proche pourraient être acceptables, pourvu que : (1) l'endroit présente des conditions semblables (p. ex. une autre anse, plus loin sur le littoral) ; (2) les échantillons possèdent une granulométrie et une teneur en COT semblables et sont dépourvus de toxicité inhérente. On devrait veiller particulièrement à la proportion des particules fines (< 63 µm) qui fixent la plupart des contaminants et déterminent dans une grande mesure le caractère convenable de l'habitat des organismes benthiques. Une granulométrie défavorable risque aussi de stresser les organismes et de provoquer une réaction mesurable. La biodisponibilité des composés chimiques organiques non polaires est régie surtout par le COT, plus que par la taille des particules (v. § 4.11.3).

Les sédiments de référence peuvent être toxiques à cause de l'ammoniaque, le toxique naturel le plus répandu dans les sédiments, surtout en eaux eutrophes ou riches en COT (Sarda et Burton, 1995). Les sulfures sont aussi un toxique naturel commun des sédiments (Knezovich *et al.*, 1996). D'autres caractéristiques comme la salinité et le potentiel redox, moins souvent au premier plan, peuvent cependant être importantes en des endroits particuliers comme les fjords du Pacifique (v. § 4.11.1 et 4.15.1). Les sédiments de référence pourraient aussi contenir des toxiques insoupçonnés des chercheurs. D'où un dilemme, parce que la toxicité des sédiments d'essai pourrait être attribuée aux polluants anthropiques connus ou à un toxique naturel commun aux sédiments d'essai et de référence.

Au Canada, si un sédiment de référence se révèle toxique, l'usage dans les essais préalables à l'immersion consiste à utiliser les résultats obtenus grâce au sédiment témoin. On ne retient pas les résultats des essais avec des amphipodes dans un sédiment de référence si le taux de mortalité excède de 20 % celui du témoin et si les deux sont statistiquement différents. (Les critères pour qualifier un sédiment de toxique sont exposés au § 5.3.3).

Il est souhaitable d'obtenir un sédiment de référence satisfaisant, et la façon la plus commode consiste à échantillonner des endroits où on peut vraisemblablement en trouver (comme cela a été conseillé). Ainsi devrait-on s'y prendre, surtout si on prévoit des difficultés avec le sédiment de référence. Ce serait une bonne précaution à prendre pour parer aux imprévus dans un programme d'enquête. Il serait généralement plus économique d'échantillonner plusieurs emplacements au moment de l'enquête, plutôt que de revenir plus tard sur les lieux, à la recherche d'un sédiment de référence convenable. On pourrait s'y prendre comme suit :

1. Prélever plusieurs sédiments potentiels de référence en différents endroits considérés comme convenables. Comme on l'a conseillé, examiner les caractéristiques générales de chaque échantillon, au cours de l'opération, et relever les similitudes avec les sédiments d'essai (taille des particules, teneur en matière organique et autres caractéristiques facilement observables). Continuer jusqu'à l'obtention de plusieurs sédiments de référence apparemment convenables.
2. Au laboratoire, présélectionner les éventuels sédiments de référence en fonction de la taille des particules, de la teneur en carbone organique et en sulfures et de la toxicité évaluée par un essai rapide de luminescence bactérienne. Choisir le(s) sédiment(s) semblant le(s) plus convenable(s).

Parfois, dans le cadre d'un programme majeur sur un lieu important d'immersion, la toxicité des sédiments de référence pourrait justifier une investigation plus vaste. Il pourrait être indiqué d'identifier le(s) toxique(s) par des techniques à cette fin (§ 4.7). Par exemple, on pourrait élucider ou corroborer la contribution de l'ammoniaque à la toxicité du sédiment de référence par l'addition de zéolite pour le détoxiquer (Besser *et al.*, 1998). Cependant, une telle investigation est coûteuse en temps et en argent, et il pourrait être plus rentable de concentrer les efforts sur d'autres aspects du programme ou de dénicher un sédiment de référence plus convenable.

5.3.3 Évaluation de la toxicité des sédiments résiduaires

Selon l'interprétation courante de la LCPE, une batterie d'essais toxicologiques peut servir à montrer qu'une

Figure 10. — L'approche canadienne pour le contrôle des lieux d'immersion des déchets.
Trois stades successifs d'activité sont illustrés. Tiré de Chevrier et Topping (1998).

matière est vite rendue inoffensive pour l'immersion en mer (EC, 1994f). Les essais sur les sédiments utilisent des amphipodes (EC, 1992e), des oursins (EC, 1992f), des bactéries photoluminescentes (EC, 1992c) et, pour la bioaccumulation, le mollusque *Macoma* sp. (USEPA, 1993). Si la matière contient des substances excédant les concentrations prescrites ou les nombres-guides, les résultats des essais sont décisifs (EC, 1994f). Si elle réussit aux quatre essais, elle est jugée acceptable pour l'immersion au large. Si elle ne manifeste pas de létalité aiguë envers les amphipodes, mais échoue à un des essais de toxicité sublétale ou de bioaccumulation, elle peut être jugée acceptable pour une immersion suivie de recouvrement ou pour le confinement en milieu aquatique. Si elle échoue à l'essai de létalité aiguë pour les amphipodes ou à deux des autres essais au moins, l'immersion n'est pas autorisée.

On a défini des critères provisoires de réussite ou d'échec des essais toxicologiques utilisés au Canada, afin de déterminer le caractère convenable de l'immersion (EC, 1996b). Dans les essais avec les amphipodes, les critères varient légèrement selon l'espèce utilisée. Avec *Amphiporeia virginiana*, le sédiment est considéré comme toxique si le taux de mortalité dépasse 50 %, et si, dans le sédiment de référence, ce taux est d'au plus 30 %. Avec *Eohaustorius washingtonianus*, on parle de > 45 % et de ≤ 25 %. Avec *E. estuarius* comme avec *Rhepoxynius abronius*, les taux, légèrement différents, sont de > 40 % et ≤ 20 %. Dans l'essai de luminescence bactérienne (l'essai en phase solide Microtox®), la matière est considérée comme toxique si une concentration de moins de 1 000 mg/kg inhibe à 50 % la luminescence après cinq minutes d'exposition. Dans l'essai avec les oursins, la matière est considérée comme toxique si elle coïncide avec une baisse statistiquement significative d'au moins 25 %

de la fécondation par rapport au témoin. L'essai avec les oursins compare l'eau interstitielle à de l'eau témoin. Dans l'essai de bioaccumulation chez le mollusque, le critère est une « différence statistiquement significative entre les concentrations tissulaires » des organismes exposés au sédiment étudié par rapport aux organismes exposés au sédiment de référence (EC, 1994f, 1996b ; Chevrier et Topping, 1998).

Si, sur le déchet, on utilise une batterie d'essais au lieu d'un seul, c'est qu'on veut étoffer la preuve avant de juger la matière acceptable pour l'immersion. Un échantillon de déchet n'est pas susceptible d'être également toxique dans tous les essais. On ne saurait voir de contradiction dans ces résultats. En effet, chaque espèce a une sensibilité différente et pourrait même ne pas réagir aux mêmes toxiques. De fait, cette sensibilité inégale entre les espèces justifie le recours à une batterie d'essais, comme cela a été signalé maintes fois dans ces pages (v. § 2.3).

Les exemples suivants montrent quelques-unes des différences de sensibilité entre les espèces utilisées dans les essais sur les sédiments. On ne devrait pas perdre de vue que la sensibilité n'est qu'un seul des trois aspects cruciaux d'un essai toxicologique. La précision de l'essai constitue le deuxième aspect, et la section 3 aborde cette question sous l'angle de la maîtrise de la qualité. Le troisième aspect est l'exactitude, impossible à évaluer directement dans les essais toxicologiques, mais qui se juge par comparaison avec les constatations faites sur des systèmes biologiques plus complexes. Le § 4.1 décrit ce type de validation.

Un exemple de variation dans les résultats obtenus par différents essais toxicologiques sur les sédiments est tiré de quatre essais effectués dans sept emplacements du port de Halifax (Tay *et al.*, 1992). Appliqué à la phase solide et à des extraits, l'essai de luminescence bactérienne a été la plus sensible des quatre méthodes. La méthode a décelé de la toxicité presque partout, y compris un lieu de référence relativement non pollué, ce qui faisait soupçonner une réaction à des facteurs naturels. La version de ce même essai appliquée à l'eau de porosité a révélé moins de lieux toxiques, mais elle a été un bon indicateur de la toxicité des substances hydrosolubles.

Le deuxième essai le plus sensible a été celui du pourcentage de survie et de « réenfouissement » de l'amphipode du Pacifique *Rhepoxynius abronius*, qui se terre dans les sédiments. *Corophium volutator*, amphipode de l'Atlantique, n'a réagi qu'à un petit nombre d'échantillons, étant protégé, pense-t-on, du contact direct avec les sédiments par le tube qu'il construit. L'essai de survie et de détermination de la biomasse de vers polychètes juvéniles (*Neanthes* sp.) s'est révélé le moins sensible. D'après lui la plupart des lieux ne sont pas contaminés.

Des constatations semblables ont été signalées pour huit sédiments d'un lieu d'immersion dans le port de Saint-John (N.-B.) [Tay *et al.*, 1993]. L'essai de luminescence bactérienne en phase solide s'est encore révélé le plus sensible, tandis que l'essai bactérien sur l'eau de porosité et l'essai avec un polychète ont donné peu de résultats positifs. Les essais sur sédiments entiers avec les amphipodes endogés *Amphiporeia virginiana* et *R. abronius* ont donné des résultats semblables, mais il se sont révélés moins sensibles que l'essai de fécondation de l'oursin *Lytechinus pictus*. L'essai de fécondation des oursins a été le plus sensible de cinq essais effectués sur des sédiments de Tampa Bay (Carr *et al.*, 1996).

Compte tenu de ce qui précède, le classement de la sensibilité des essais toxicologiques sur des sédiments destinés à l'immersion semble comme suit : luminescence bactérienne (en phase solide ou sur un extrait) ≥ fécondation d'un oursin > mortalité d'un amphipode > luminescence bactérienne (sur l'eau de porosité) = croissance et survie d'un polychète (Tay *et al.*, 1992 ; 1993). Parmi les essais en phase solide, les essais de létalité aiguë pour certains amphipodes endogés, notamment *R. abronius*, ont été abondamment étudiés et semblent sensibles, assez fiables et applicables à la plupart des localités côtières. Le choix de l'espèce d'amphipode est important, cependant, car il existe plusieurs différences entre les espèces (Thursby et Schlekat, 1993). La variabilité peut parfois faire problème dans toutes sortes d'essais, mais les résultats avec les amphipodes tendent à être constants, procurant une puissance statistique raisonnable pour leur application (Anderson *et al.*, 1998).

En dépit de ces généralisations sur l'utilité des essais avec amphipodes, tout programme visant à établir qu'une matière se prête à l'immersion doit se conformer à la pratique canadienne, qui requiert cinq essais sur les sédiments, comme on l'a décrit (EC, 1994f). Toute enquête, officielle ou non, devrait continuer de respecter le principe de l'emploi d'une batterie d'essais divers. Par exemple, seulement 50 % des résultats des essais avec

R. abronius dans le port de Halifax ont corroboré ceux de l'essai de luminescence bactérienne en phase solide. Il serait donc imprudent de se fier entièrement sur un seul des essais sans la confirmation d'un autre. Les essais avec un amphipode pourraient révéler une erreur systématique en raison de la taille des particules. Par exemple, des essais avec *R. abronius* en Californie ont été très sensibles aux échantillons et montraient une précision assez grande, mais les résultats ont révélé une forte corrélation avec la taille des particules et d'autres caractéristiques des sédiments (Long *et al.*, 1990). De même, d'après plusieurs centaines d'essais avec *R. abronius* sur des sédiments non contaminés de la côte de l'Alaska, la taille des particules influe beaucoup sur la survie (Pillard *et al.*, 1993). L'essai de luminescence bactérienne en phase solide a aussi montré une sensibilité à la taille des particules des sédiments (Benton *et al.*, 1995). La tolérance de certains organismes marins à la taille des particules est connue ou en partie comprise (particulièrement pour les amphipodes) ; des orientations pourraient être obtenues dans les méthodes mêmes ou dans les publications (DeWitt *et al.*, 1988 ; 1989).

Les espèces d'amphipodes diffèrent aussi notablement entre elles. Dans l'étude californienne de Long *et al.* (1990), *Ampelisca abdita* a semblé relativement insensible aux échantillons de sédiments, par rapport à *R. abronius*, mais les résultats ont montré une forte corrélation avec les concentrations de toxiques chimiques, et avec nulle autre variable.

Les modes opératoires de la vérification de la qualité des essais toxicologiques sont décrits dans les méthodes d'Environnement Canada, et dans la section 3 du présent guide.

5.3.4 Surveillance toxicologique des lieux d'immersion

La surveillance des lieux d'immersion fait partie intégrante de la maîtrise de l'immersion en mer en vertu du Cadre pour l'évaluation des déchets. Grâce à elle, on veut vérifier si les hypothèses et les prédictions faites lors de l'examen de la demande du permis d'immersion se sont révélées justes et suffisantes pour protéger l'environnement (EC, 1993c ;1995b). La délivrance du permis équivaut à poser que la matière ne nuira pas sensiblement au milieu. L'hypothèse de base est que la toxicité des sédiments éliminés n'altérera pas la communauté biologique avoisinante. Les décisions relatives aux conditions régnant sur les lieux de l'immersion découlent de l'interprétation des données chimiques et toxicologiques, à partir des critères et des nombres-guides de la phase d'évaluation de la demande de permis. L'interprétation devrait aussi reposer, autant que possible, sur la comparaison avec des données témoins, tant spatiales que temporelles. Les décisions devraient aussi tenir compte de certains autres facteurs, comme la possibilité de dispersion au-delà du périmètre de l'emplacement (EC, 1996c).

L'information présentée dans les § 5.3.2 et 5.3.3 devrait aussi entrer en ligne de compte dans l'interprétation des résultats à la surveillance. L'interprétation des hypothèses sur les répercussions peut être facilitée par l'utilisation des mêmes espèces qui ont servi à l'évaluation des déchets (§ 5.3.1). Le recours à une batterie d'essais est essentiel, et, au Canada, l'usage est d'en utiliser au moins trois, y compris ceux qui ont été utilisés pendant l'examen de la demande de permis. Une espèce d'intérêt local pourrait être choisie si la méthode normale d'essai permet ce choix. Un lieu de référence devrait être considéré comme un plus pour la comparaison des conditions biologiques existant dans le lieu d'immersion.

5.4 Évaluations environnementales

Repères

- *L'évaluation environnementale est une prédiction scientifique des effets d'un projet ou d'un travail sur le milieu naturel. Elle comporte la prise de décisions publiques sur des solutions de rechange, la surveillance postérieure aux travaux pour vérifier les hypothèses prédictives, et une boucle de rétroaction pour ajouter des mesures d'atténuation et peaufiner les prédictions.*
- *Par le passé, on a notamment omis de prendre en considération toutes les solutions de rechange, y compris la non-action, et les évaluations de rappel et les comparaisons avec les prédictions.*
- *L'utilité prédictive des essais toxicologiques les fait convenir grandement à l'évaluation environnementale.*
- *À une audience publique sur l'environnement, l'expert doit présenter l'information technique avec clarté et conviction s'il veut qu'elle soit utile au processus décisionnel.*

La présente section donne un aperçu général des principaux volets de l'évaluation environnementale. Puis, le propos converge vers la place qu'occupent les essais

toxicologiques dans le processus.

Le processus d'évaluation environnementale (ou *évaluation des incidences environnementales* ou *évaluation de l'impact sur l'environnement*) sert à prédire les effets probables de la réalisation d'un projet sur le milieu naturel et les intérêts humains. On y soupèse les solutions de rechange et les mesures pour éviter ou diminuer les effets nocifs (atténuation) ou pour y remédier. Le processus devrait comporter une décision officielle sur le démarrage des travaux et la surveillance postérieure pour vérifier l'atteinte des objectifs de protection. L'évaluation du risque écologique est en quelque sorte un processus parallèle, mais limité aux questions scientifiques et techniques, et, de fait, l'évaluation du risque pourrait être le volet scientifique de l'évaluation environnementale. L'évaluation du risque est décrite au § 5.5.1.

Sur le plan national, les évaluations environnementales sont régies par l'Agence canadienne d'évaluation environnementale en vertu de la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* de 1994. La loi a uniformisé les bases de l'évaluation environnementale, faisant notamment prévaloir le principe d'une seule évaluation par projet, et elle comportait des dispositions pour un suivi des travaux, afin de vérifier la justesse des prédictions et l'efficacité des mesures d'atténuation. Les organismes provinciaux d'évaluation environnementale fonctionnent sur des bases juridiques diverses.

5.4.1 Le processus général

Les premières étapes d'une évaluation environnementale complète sont la collecte de données et la prospective. Elles sont suivies de la prise de décisions, puis d'un programme de surveillance avec rétroaction éventuelle aux premières étapes (fig. 11).

Une bonne évaluation environnementale adopte une démarche scientifique dans certains de ses éléments. Elle commence par définir le projet et ses diverses solutions de rechange (y compris sa non-réalisation). On élabore des hypothèses initiales de travail pour les effets probables de chaque solution de rechange (fig. 11 ; points 1, 2, 3). On conçoit des programmes pour recueillir l'information de base supplémentaire (au besoin). Une étape est consacrée à l'énoncé d'hypothèses secondaires ou modifiées (point 5). Les conclusions sur les effets probables font partie de la présentation à un organisme d'examen (point 8). Après les travaux, la surveillance est suivie de conclusions vérifiant la validité des hypothèses et des prévisions (points 14 et 15). En cas de constatations insatisfaisantes, une boucle de rétroaction permet l'atténuation des effets, l'énoncé de nouvelles hypothèses et une surveillance supplémentaire (point 7).

Une caractéristique importante, mais souvent négligée, est la prise en considération d'un large éventail de solutions de rechange. Le promoteur pourrait sans doute préférer seule une option, découlant souvent de décisions économiques. Cependant, il existe habituellement d'autres façons de concevoir un procédé industriel ou de planifier un lotissement, et on devrait les prendre en considération. Une analyse du rapport coûts/avantages est implicite aux premières étapes de l'évaluation environnementale puis à d'autres étapes. L'abstention devrait *toujours* être envisagée : quels seraient les effets économiques et autres de *ne pas* rejeter d'effluent, de *ne pas* vaporiser de pesticide ? Quels seraient les effets de *ne pas* adopter de mesures d'atténuation ? On dispose ainsi de points de comparaison des solutions de rechange et des avantages des mesures correctrices.

L'omission de certaines options est une erreur courante en évaluation environnementale, même après des décennies de mises en garde (Leopold *et al.*, 1971 ; SCOPE, 1975). La loi ontarienne sur l'évaluation environnementale de 1975 (Ontario, 1975) insistait sur les solutions de rechange dans six des neuf étapes fondamentales du processus. Il importe particulièrement d'envisager toutes les solutions de rechange lorsqu'on doit *faire* (construire) quelque chose ou utiliser ou remplacer un produit chimique[51].

---

51. La question des solutions de rechange est bien décrite dans SCOPE (1980).

« Soupeser les solutions de rechange est au cœur du processus d'évaluation du risque. Pour maîtriser les dangers chimiques, l'évaluation des solutions de rechange est particulièrement difficile, car, souvent, les risques et les avantages qui leur sont rattachés sont aussi incertains que ceux de la substance examinée. Lors des décisions récentes, les *risques des substituts*, qui doivent remplacer une substance interdite, sont comptabilisés de façon plus explicite. C'est ainsi que les défenseurs et les adversaires de l'amiante insistent également pour qu'on tienne compte, dans l'évaluation globale, des effets des substituts comme la fibre de verre, qui peut avoir, sur la santé humaine, des effets semblables à ceux de la fibre d'amiante. Aussi, le nombre de décès supplémentaires causés par les fibres, etc., en l'absence d'amiante, doit être comparé au bilan des maladies et des morts prématurées imputé à l'amiante. Appliquée à la protection contre les radiations, cette vision se traduit par le

(à suivre...)

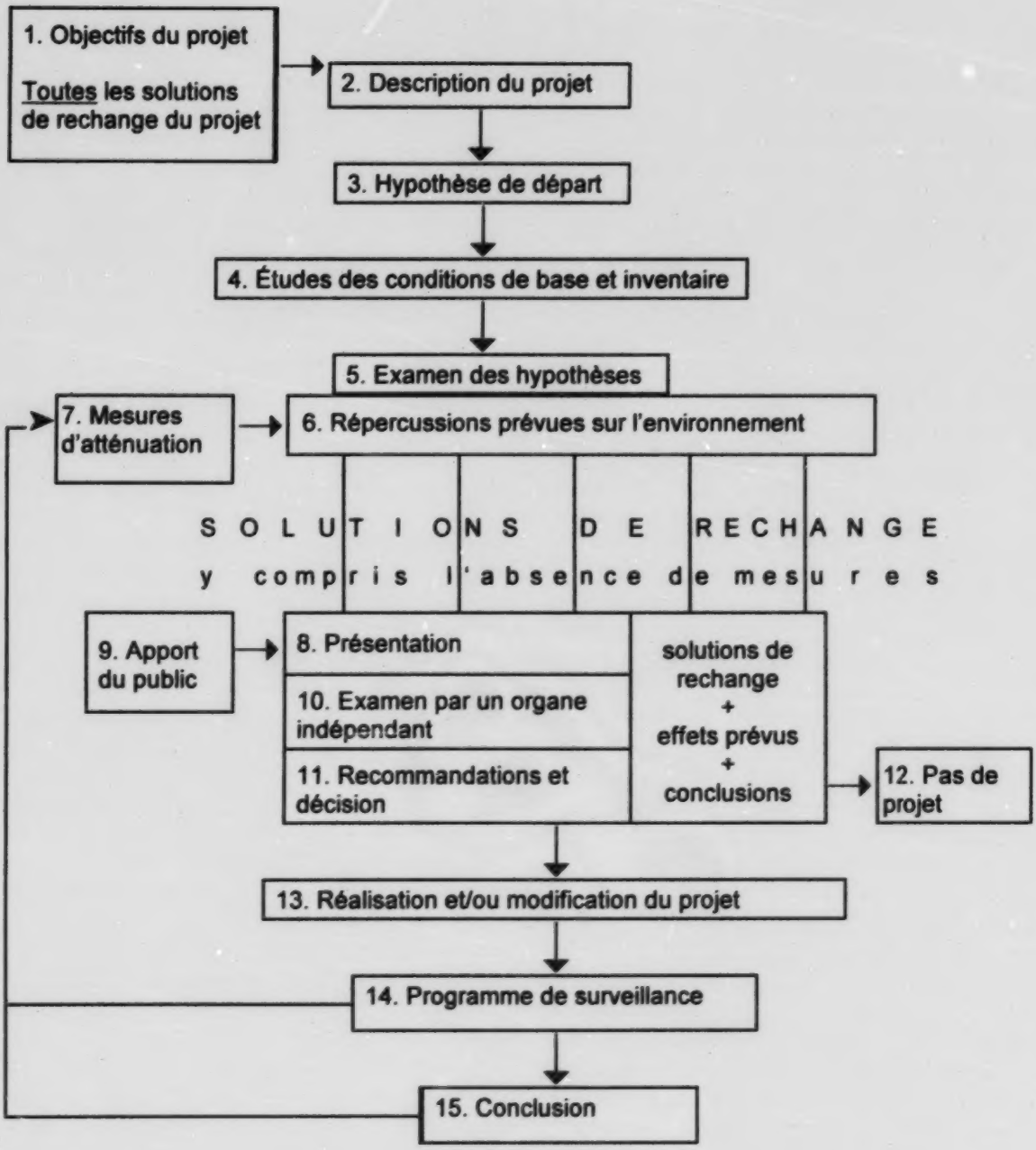


Figure 11. — Modèle général d'une évaluation environnementale. Le diagramme réunit les procédures et les énoncés de sources diverses.

---

51. (...suite)
principe général suivant :

> *« La population doit être protégée des radiations, mais pas dans la mesure où la protection fournie présente un danger encore plus grand que les radiations (BEIR, 1973). »*

Il faut planifier avec soin les enquêtes de référence (points « zéro ») et les inventaires visant à recueillir l'information directement nécessaire pour effectuer les prédictions et pour confirmer ou infirmer les hypothèses. Les programmes qui se lancent à la recherche de « toute l'information possible » peuvent perdre de vue leur

objectif et oublier de répondre aux questions primordiales sur un projet de mise en valeur.

Les mesures d'atténuation (fig. 11 ; point 7) pourraient aller de simples digues pour contrer l'envasement d'un ruisseau jusqu'au déménagement du chantier.

L'évaluation environnementale étant publique (point 9), il importe que le dossier environnemental soit clair et compréhensible, indubitablement crédible et convaincant. Le § 5.4.3 fournit des conseils pour traduire le savoir-faire technique en présentation efficace, lors des audiences publiques.

Les avantages et les effets socio-économiques sont toujours des éléments majeurs du projet, mais, en général, les professionnels de l'environnement ne devraient pas tenter de les englober dans leurs prévisions ou leur programme. Ils devraient concentrer leurs efforts sur les effets écologiques et ne pas s'aventurer hors de leur champ de compétence. L'attribution de valeurs économiques aux écosystèmes ou à leurs constituants est peu susceptible de réussir. L'importance maximale d'un arbre dans un écosystème pourrait se réduire à la valeur pécuniaire des débitages qu'on pourrait en tirer, si on appliquait à l'environnement l'analyse coûts/avantages des économistes. Il est plus juste et plus efficace de considérer la protection de l'écosystème comme une obligation absolue.

La surveillance de suivi est cruciale dans les évaluations environnementales des bassins hydrographiques (Larkin, 1984). Les prédictions pourraient mentir, et on doit s'efforcer de dépister les dommages imprévus à l'environnement. Dans ce cas, il faut reprendre le processus d'examen faisant partie de l'évaluation environnementale (fig. 11). Les critères d'effets sur le milieu doivent être assortis de limites quantitatives précises de l'accord avec les prédictions (p. ex. probabilité de 95 % que la croissance de la végétation ne sera pas affectée en dehors de la zone de mélange de l'effluent). Trois dimensions d'effets devraient être mesurées et comparées : (1) spatiale (p. ex. sur quelle distance observe-t-on les effets nocifs ?) ; (2) temporelle (quand les épisodes toxiques se produisent-ils, quelle est leur durée ?) ; (3) gravité (quelle est l'intensité des effets ?). On devrait établir les critères pour juger des effets sur le milieu avant de commencer le travail de terrain, et l'acceptation ou le rejet des hypothèses devrait s'appuyer sur des méthodes statistiques objectives.

Il existe des publications sur l'évaluation environnementale dans le contexte canadien. Beanlands et Duinker (1983) insistent, avec un excellent esprit critique, sur les bonnes pratiques scientifiques et l'application de principes de l'écologie. La monographie de Ramamoorthy et Baddaloo (1990) met l'accent sur l'écotoxicologie.

5.4.2 Essais toxicologiques

Les essais toxicologiques cadrent très bien avec les évaluations environnementales de projets dont la réalisation engendrera des déchets susceptibles de fuir, de déborder ou d'être rejetés dans les sols ou les eaux avoisinantes. Les essais toxicologiques sont prédictifs et ils permettent de formuler des prévisions scientifiques valides des dommages écologiques. À l'issue des travaux, ils servent, avec les résultats d'enquêtes écologiques, à vérifier les hypothèses de la prédiction. Des essais in situ peuvent se révéler utiles (v. § 4.14.1).

Si on connaissait la nature et les quantités de substances chimiques susceptibles de se retrouver dans l'environnement, les prédictions pourraient s'appuyer sur les valeurs publiées de la toxicité ou on pourrait tester les substances. L'effluent pourrait même être simulé au moyen de ses constituants. Si le projet ressemblait à un établissement existant, la toxicité de ce dernier pourrait fournir une première indication. On pourrait aussi évaluer des essais en laboratoire des procédés de traitement ou d'atténuation. Les principes généraux exposés précédemment, notamment ceux du § 4.2, s'appliquent à la transposition des prédictions du laboratoire au terrain.

Si la saison ou un ensemble de circonstances (étiage, par exemple) pouvaient correspondre à la pire éventualité, la prédiction des effets pourrait retenir cette situation. On devrait prendre en considération la fréquence des pires conditions. Les essais toxicologiques effectués dans un dessein de vérification sur le terrain devraient normalement utiliser les mêmes espèces et méthodes qu'à la phase prédictive de l'évaluation environnementale.

5.4.3 Présentation des renseignements sur la toxicité au public

La perception et l'opinion publiques interviennent dans l'évaluation environnementale, et l'information environnementale et toxicologique devrait être présentée de façon claire et utile au public. Les publications comptent des exposés minutieux sur la divulgation des risques (USNRC, 1989 ; Leiss, 1989 ; et Kasperson et Stallen, 1991), mais les conseils suivants peuvent aider.

- Présentez l'information clairement et simplement. Illustrez l'information essentielle au moyen de tableaux et de graphiques faciles à saisir, avec un seul type d'information par tableau. Des données toxicologiques superposées à des cartes peuvent être très efficaces. Un résumé, ainsi que des tableaux intelligibles devraient être mis à la disposition des intéressés.
- Évitez le jargon et les abréviations techniques. La plupart du temps on peut les remplacer par des mots intelligibles, par exemple « concentration létale pour une truite ordinaire » au lieu de « CL 50 après 96 h pour la truite arc-en-ciel ».
- Dans le parler courant, certains mots ont une connotation émotive, et *toxique*, considéré comme synonyme de *poison* et de *dangereux*, en est un. On peut les remplacer par des termes plus neutres comme *exerçant des effets biologiques* ou *ralentissant la croissance*. Cependant, évitez les euphémismes qui donnent l'impression de vouloir maquiller un fait peu agréable. Une définition de la toxicité et l'exposé de sa mesure pourraient être de mise. Paraphrasez en termes simples l'adage de Paracelse : « Tout peut être toxique ; la dose fait le poison ». Des exemples de la vie courante sont utiles, par exemple, le jus d'orange peut tuer la truite.
- Le public ne perçoit habituellement pas les choses comme le spécialiste et il peut se préoccuper plus des vastes implications que des détails techniques. Présentez d'abord la signification générale de l'information sur la santé de l'écosystème, puis clarifiez les détails si c'est nécessaire.
- Une présentation axée sur la prépondérance de la preuve peut être convaincante. Réunissez l'information provenant d'enquêtes sur les espèces indigènes, de la chimie de l'environnement, de la toxicologie et d'exemples de situations semblables ailleurs.
- Avancez vos propres conclusions de façon concise et sobre, et décrivez comment les données appuient chaque conclusion. Séparez nettement les conclusions fondées sur les faits des prédictions et des hypothèses. Expliquez pourquoi les arguments contraires sont considérés de moindre importance.
- Tenez-vous en à des conclusions techniques et scientifiques sur les causes et les effets sur l'environnement. Pour émettre votre propre opinion sur le projet d'un point de vue social, attendez à la fin de la présentation technique et mentionnez clairement que vous exprimez une opinion personnelle.
- Évitez de traiter l'auditoire avec condescendance. La plupart des gens excellent en des sujets dans lesquels vous n'êtes pas compétent et sont des plus capables de prendre des décisions rationnelles sur ce qui les concerne. S'ils sentent qu'un porte-parole du gouvernement ou de l'industrie les méprise, ils se cabreront contre lui et contre l'information qu'il leur présente.

5.5 Évaluation et dépollution des lieux contaminés

Repères

- *Au Canada, un programme de dépollution des lieux contaminés, le PNALC, a été mis sur pied par l'entremise du CCME, qui a publié des orientations détaillées à son sujet.*
- *L'**évaluation du risque écologique** (ERE) est un outil de prédiction fort utilisé qui convient particulièrement au PNALC. Plusieurs documents canadiens en ont fait l'examen détaillé. L'ERE comporte quatre étapes. (1) **La caractérisation du récepteur** reconnaît les parties de l'écosystème qui pourraient être menacées par la ou les matières toxiques. (2) **L'évaluation du danger** classe la toxicité des matières. (3) **L'évaluation de l'exposition** estime la dose probable reçue par les organismes. (4) **La caractérisation du risque** combine les trois premières estimations en un indicateur de la probabilité et de l'amplitude des effets réels.*
- *Lors de l'évaluation initiale des lieux, on peut, au moyen d'essais normalisés, évaluer la toxicité des constituants locaux. On recommande une approche à plusieurs niveaux, combinée à des mesures chimiques et à des enquêtes biologiques.*
- *Pour la dépollution, l'utilité la plus grande des essais toxicologiques est de juger du parachèvement de l'entreprise et d'en surveiller la permanence.*
- *Dans le cadre de la méthode BEAST, on élabore des lignes directrices biologiques sur la qualité des sédiments des Grands Lacs et d'autres régions du Canada. Les caractéristiques physico-chimiques de l'habitat servent à prédire la communauté d'invertébrés macroscopiques susceptible de se trouver dans un milieu non pollué, ainsi que la toxicité éventuelle du sédiment. On compare ces prédictions aux valeurs observées pour déterminer si les effets ajoutés de la pollution sont manifestes. Au Royaume-Uni, l'administration nationale des cours d'eau prévoit une étape supplémentaire, l'établissement d'objectifs biologiques de qualité des eaux courantes.*
- *L'incertitude est inhérente à toutes les étapes de la dépollution. Les choix prudents faits à chaque étape en tiennent compte, mais ils pourraient mener à des conclusions « prudentes à outrance ». La modélisation probabiliste, qui estime le scénario le plus probable ainsi que la gamme probable des résultats et leur probabilité, peut y remédier.*

En 1989, le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) a mis sur pied le Programme national d'assainissement des lieux contaminés (PNALC) pour faciliter une approche coordonnée et uniforme à la désignation, à l'évaluation et à la dépollution des lieux contaminés prioritaires du Canada, plus particulièrement des lieux dits « orphelins ». Ses buts précis étaient d'élaborer et de démontrer des techniques de dépollution et des outils scientifiques d'évaluation et de traitement des terrains.

L'objectif de cette dépollution est de réduire les concentrations ou la biodisponibilité de toxiques à des valeurs considérées comme acceptables pour la santé humaine et les systèmes naturels. Un élément majeur de cette tâche est l'établissement d'objectifs de qualité. Dans le PNALC, les objectifs sont des concentrations chimiques considérées comme exemptes d'effets locaux notables. On a adopté un ensemble de lignes directrices provisoires sur les lieux contaminés pour parer à ce besoin urgent (CCME, 1991a). On trouvera plus d'information sur les lignes directrices pour les sols au § 5.6.4.

L'information sur la toxicité trouve trois applications dans le PNALC : (1) elle inspire des lignes directrices sur la qualité de l'environnement (v. § 5.6) [Les lignes directrices provisoires, élaborées pour le PNALC (CCME, 1991a) sont adaptées à un lieu précis, compte tenu des contraintes locales, puis elles sont appliquées directement à son évaluation et à sa surveillance] ; (2) l'information toxicologique sert à l'ERE (v. § 5.5.1 et 5.5.2) ; (3) les essais toxicologiques peuvent être utilisés directement pour les enquêtes et la surveillance sur place avant, pendant et après la dépollution (EC, 1996a).

Le PNALC offre des guides qui font autorité : lignes directrices sur la qualité (CCME, 1991a) ; classification des lieux (CCME, 1992) ; échantillonnage et analyse (CCME, 1993b, c) ; protocole d'établissement de lignes directrices sur la qualité des sols (CCME, 1996a), et lignes directrices recommandées pour la qualité des sols (CCME, 1997a). Environnement Canada examine les méthodes pour les essais toxicologiques appliqués aux eaux douces, aux sédiments, et aux sols, plus particulièrement en ce qui a trait aux lieux contaminés (EC, 1994e).

5.5.1 Évaluation du risque écologique

C'est l'un des outils que l'on peut utiliser dans le PNALC [52]. Le présent paragraphe discute de la place qu'occupe l'écotoxicologie dans l'évaluation du risque pour le PNALC. L'ERE, qui a retenu beaucoup d'attention, est décrite dans d'importants documents canadiens (CCME, 1996a, d, e ; 1997a ; EC, 1994e ; 1996a ; Gaudet *et al.*, 1995). Son but, dans le présent contexte, est d'évaluer les éventuels effets nocifs des matières dangereuses sur les écosystèmes et leurs constituants, sans oublier les relations avec la santé humaine. Ses buts ultimes dans le contexte de la dépollution des lieux contaminés sont : 1° d'estimer l'étendue et la nature du risque que posent les matières pour l'environnement ; 2° de déterminer la stratégie et les objectifs les plus efficaces pour la dépollution (CCME, 1996d).

Les étapes de l'évaluation du risque d'un lieu contaminé sont au nombre de quatre. L'**énoncé du problème,** souvent mentionné comme première étape, pourrait donc figurer ici, mais il s'agit d'un préalable normal à toute enquête technique plutôt qu'une étape propre à l'évaluation du risque.

1. **La caractérisation du récepteur** vise à identifier les éléments de l'écosystème (les *récepteurs*, p. ex. les oiseaux de proie) qui pourraient souffrir localement de la présence de toxiques.
2. **L'évaluation du danger** est essentiellement la cotation du degré de danger attribuable à associé à la matière ou aux matières en question. Elle porte sur le type et l'amplitude des effets néfastes que peuvent causer la ou les substances. Il s'agit généralement d'examiner les renseignements disponibles sur la ou les matières, de déterminer la nature des dangers, d'expliciter la relation entre la concentration et la réponse. L'étape pourrait englober des essais de toxicité des milieux contaminés.
3. **L'évaluation de l'exposition** estime la dose susceptible

---

52. L'autre outil important d'évaluation d'un lieu et d'élaboration d'un programme de dépollution est la réglementation et les lignes directrices sur la qualité, que l'on traduit en concentrations chimiques. Au départ, on décide si le lieu requiert une approche fondée sur des critères ou sur le risque (notions expliquées dans EC, 1994e). Dans une situation relativement simple, la méthode des critères suffirait, et on n'a pas besoin d'évaluer le risque. Les marches à suivre, dans cette méthode étant simples à comprendre et n'étant pas particulièrement décrites ici, l'approche générale utilisant des lignes directrices est exposée dans le § 5.6. L'évaluation du risque pourrait s'intéresser aux aspects de la santé humaine ou de l'écologie. Le présent guide concerne surtout l'approche écologique.

d'être reçue par les organismes. Elle peut, se fondant sur les concentrations toxiques locales et leur contact avec les organismes, être prédictive. Pour cela, elle comporte l'examen des voies possibles d'exposition de chaque espèce à chaque toxique, les cycles biologiques et les mouvements saisonniers des organismes. Elle pourrait aussi être rétrospective, par l'examen des charges « corporelles » ou des marqueurs biochimiques ou physiologiques dans les organismes exposés.

4. **La caractérisation du risque** est l'estimation de la probabilité et de l'amplitude d'effets réels sur les organismes, combinant les résultats des évaluations de l'exposition et du danger (EC, 1994e). Le résultat final de cette caractérisation, et donc de l'ERE, est un énoncé du risque d'effets en diverses parties de l'emplacement ou des estimations de la probabilité et de l'amplitude des effets.

L'ERE est un sujet complexe et important pour les écotoxicologues. Faute de pouvoir en traiter comme il convient ici, on conseille fortement au lecteur de consulter des guides précis. On peut commencer par la synthèse complète et fine d'Environnement Canada (EC, 1994e). Le CCME et Environnement Canada ont élaboré des méthodes et des cadres de travail pour les évaluations, notamment des lieux contaminés (CCME, 1996a, d, e ; 1997a ; EC, 1994e ; 1996a ; Gaudet *et al.*, 1995). L'USEPA (1998) a officialisé ses lignes directrices pour la conduite d'une évaluation, dans un document qui aura une grande influence aux États-Unis et ailleurs. D'autres méthodes et synthèse utiles ont été publiées ailleurs (USEPA, 1989c ; Suter, 1993 ; Calabrese et Baldwin, 1993). Un court chapitre de Suter (1997) aide à bien comprendre le processus. Deux séries d'articles dans *Environmental Toxicology and Chemistry* décrivent des approches, présentées par Bretthauer (1992), et Burns *et al.* (1994). Les questions de politique sont étudiées dans le compte rendu d'un atelier publié sous la direction de de Peyster et Day (1998). Chapman *et al.* (1998) examinent l'ERE en insistant sur les facteurs de sécurité impliqués. Une monographie consacrée à l'évaluation du risque pour les terres humides couvre plusieurs études de cas de ces importants habitats (Lewis *et al.*, 1999). Le compte rendu d'un atelier de l'OCDE (1995b) n'est pas un guide de procédures, mais il décrit les domaines d'entente entre experts, surtout européens, et ceux qui nécessitent l'apport de la recherche. Un bref aperçu de l'ERE (SETAC, 1997) explique le processus aux techniciens à qui il n'est pas familier. Il pourrait être utile de le leur distribuer.

Les chercheurs devraient se rappeler que les hypothèses inhérentes à l'ERE ne peuvent pas être considérées comme prouvées comme des vérités fondamentales. Qui plus est, certaines ont été qualifiées de « faussetés » et de « mythes » par Power et McCarty (1997), notamment : (1) le principe consistant à fonder l'évaluation sur les résultats correspondant à une espèce prétendument des plus sensibles, pensant ainsi protéger toute la communauté ; (2) la variabilité des résultats des essais de toxicité chronique et sublétale ; (3) l'extrapolation valide des essais en laboratoire à la communauté naturelle (v. § 4.1).

D'après les synthèses citées, l'ERE est une procédure officielle à plusieurs étapes distinctes. Le lecteur devrait se méfier des emplois galvaudés de l'expression dans les publications sur l'environnement des années 1990. Malheureusement, l'expression *évaluation du risque* semble à la mode chez les rédacteurs de titres de rapports, d'articles et de conférences. Parfois, les rapports représentent une ERE complète, mais souvent ils décrivent plutôt un essai toxicologique, l'amélioration ponctuelle d'un modèle mathématique ou, encore, une bonne vieille enquête biologique. (Tous ces éléments peuvent partie de l'ERE, mais, à eux seuls, ils n'en constituent pas une.) Parfois, l'évaluation du risque décrit un processus plus proche de l'évaluation (des répercussions) environnementale(s), expressions qui semblent démodées. L'évaluation environnementale englobe plus d'opérations (§ 5.4), dont l'ERE constitue souvent une étape. L'expression « évaluation du risque » désigne un ensemble précis d'opérations, et on ne devrait l'employer que pour les applications complètes.

On pourrait mentionner en passant des sujets apparentés. La *gestion du risque* est un processus de décision qui suit normalement l'ERE. En étudiant quelle action prendre, surtout en matière de dépollution, le « gestionnaire » du risque doit tenir compte d'autres facteurs comme la faisabilité technique, et des contraintes économiques, sociales, politiques et juridiques (Suter, 1995). Cela fait partie de l'évaluation environnementale (§ 5.4), et peut devenir une *comparaison des rapports risques/avantages* si l'on examine plusieurs solutions de rechange. Il sera question des solutions de rechange ou des options dans le cadre de la dépollution au § 5.5.3, et on en soulignera l'importance au § 5.4.1.

5.5.2 Essais toxicologiques et évaluation des lieux contaminés

Les essais initiaux visant à étudier l'étendue de la contamination d'un lieu utilisent souvent une approche hiérarchique. Le premier niveau se fonde sur l'information connue (publication, études, etc.) mais recourt parfois à des essais pour déterminer la présence ou non de toxicité et pour délimiter les zones contaminées. Pour cette phase, Environnement Canada recommande des essais simples de toxicité aiguë, létale ou sublétale (EC, 1994e).

Au second niveau, des essais plus détaillés pourraient servir à délimiter les zones de forte toxicité (« points chauds ») ou à corréler les concentrations et les réponses. On y réalise aussi des essais définitifs et sensibles de toxicité aiguë et sublétale. Parce que les renseignements sur la relation concentration/réponse sont importants pour l'étape d'évaluation du danger d'une ERE, les essais définitifs du deuxième niveau pourraient employer des concentrations multiples, afin de déterminer la CL 50, la CE 50, la CI 25, etc.

Les essais toxicologiques pourraient porter sur les sols, les sédiments, l'eau de porosité, l'eau de surface ou souterraine, selon le lieu et la connaissance des antécédents de contamination. Le programme d'essais devrait s'adapter à la voie d'exposition. On évalue parfois la toxicité du sol avec des élutriats ou des extraits et des organismes d'eau de surface (p. ex. *Daphnia*), mais il est préférable d'utiliser des organismes du sol (p. ex. vers de terre ou plantes terrestres), sauf si on soupçonne une contamination de l'eau superficielle ou souterraine.

On recommande des batteries de plusieurs essais toxicologiques différents pour les lieux contaminés. Les raisons en ont été données au § 2.3, mais la principale est que différents toxiques peuvent affecter différentes espèces. On devrait utiliser au moins trois espèces, et Environnement Canada recommande des essais généralement bien connus (tableau 9).

Environnement Canada (EC, 1996a) ne recommande pas de déroger aux méthodes et aux espèces normalisées, car le PNALC, programme national par définition, profite de la comparabilité des données. Cependant, on peut obtenir de l'information locale par des essais supplémentaires sur une espèce locale, comme l'essai de germination. De même, des essais supplémentaires, à des températures, pH ou teneurs du sol en eau modifiés, pourraient parfois se révéler instructifs. On pourrait ainsi éviter de soumettre les organismes à un stress non relié à la contamination chimique, et révéler des interactions entre la toxicité et les variables locales.

Les essais toxicologiques sur l'eau souterraine nécessitent une attention particulière si cette eau est éloignée des organismes vivant en surface. Les écosystèmes avoisinants ou éloignés pourraient être altérés si l'eau souterraine gagnait les strates supérieures ou réapparaissait à l'air libre par résurgence ou suintement. L'eau souterraine peut subir des changements marqués de pH, d'alcalinité et d'équilibre ionique dans sa traversée du sol ou de l'assise rocheuse. Les substances peuvent être différemment adsorbées ou désorbées selon leur affinité relative pour les phases solide ou aqueuse. Le profil chimique de l'eau réapparaissant à l'air libre peut différer grandement de celui des échantillons prélevés en profondeur.

Comme toujours, l'information sur la toxicité s'utilise le plus efficacement lorsqu'elle s'appuie sur des enquêtes chimiques et biologiques (§ 1.2 et 4.4). Une combinaison de profils chimiques et d'essais toxicologiques peut révéler la nature des toxiques actifs, étape importante en raison de la grande variabilité de la biodisponibilité, surtout à cause du partage entre les solides du sol ou des sédiments (v. § 4.12.2 et 4.11.3). Si on a affaire à un certain nombre de contaminants, on peut déterminer la contribution de chacun par des essais toxicologiques sur du sol propre enrichi d'ajouts dosés. Les marches à suivre pour l'analyse qualitative de la toxicité peuvent aussi être efficaces (évaluation toxicologique qualitative, § 4.7).

Le cas échéant, la surveillance sur place des communautés montre, après comparaison, si les effets toxiques mesurés en laboratoire correspondent aux effets prévus dans le milieu, en révélant tout facteur modificateur local. Cette comparaison entre les données de terrain et de laboratoire fait effectivement partie de l'évaluation de l'exposition dans l'ERE, et Environnement Canada décrit plus en détail cet aspect des essais toxicologiques (EC, 1996a)[53].

---

53. Le rôle des enquêtes biologiques sur le terrain n'est pas décrit en détail ici, mais il y aurait beaucoup à dire en faveur de leur utilisation dans l'ERE. Cairns et McCormick (1992) montrent les mérites d'une approche rétrospective descendante, en complément des approches prédictives. Ils donnent des exemples élaborés pour des contaminations antérieures, p. ex. l'ERE prospective n'aurait pas pu prédire l'amincissement catastrophique des coquilles d'œufs d'oiseaux causé par l'accumulation de pesticides.

Tableau 9. — Essais toxicologiques recommandés dans le cadre du Programme national d'assainissement des lieux contaminés (légèrement modifié d'EC, 1996a)

Milieu	Organismes	Effets mesurés	Type	Source
Sol	Graines de laitue et de radis *(Lactuca sativa, Raphanus sativa)*	germination des graines et émergence des semis	sublétal, aigu	Greene *et al.*, 1989
	Ver de terre *(Eisenia andrei)*	mortalité	létal, aigu	Greene *et al.*, 1989
	Algue *(Selenastrum capricornutum)*	inhibition de la croissance	sublétal, chronique	EC, 1992d
Sédiments d'eau douce	Amphipode *(Hyalella azteca)*	mortalité maturation sexuelle	létal et sublétal, chronique	ASTM, 1997a
	Moucheron *(Chironomus tentans)*	mortalité	létal, chronique	Bedard *et al.*, 1992
	Éphémère *Hexagenia* spp.	mortalité	létal, aigu	Bedard *et al.*, 1992
	Algue *(Selenastrum capricornutum)*	inhibition de la croissance	chronique, sublétal	EC, 1992d
Eau douce	Bactérie *Vibrio fischeri*, anc. *Photobacterium phosphoreum*)	inhibition de la luminescence	aigu, sublétal	EC, 1992c
	Algue *(Selenastrum capricornutum)*	inhibition de la croissance	chronique, sublétal	EC, 1992d
	Cladocère *(Daphnia magna, D. pulex) (Ceriodaphnia dubia)*	mortalité ou mortalité et reproduction	aigu ou chronique, létal et sublétal	EC, 1990c ; 1992a
	Truite arc-en-ciel *(Oncorhynchus mykiss)*	mortalité de l'alevin	aigu, létal	EC, 1990a
	Tête-de-boule *(Pimephales promelas)*	mortalité et croissance des larves	aigu, sublétal	EC, 1992b

Si une ERE est effectuée, une étape capitale de l'évaluation du danger consiste à déterminer les relations entre la concentration des toxiques et les réponses qu'ils provoquent (relation concentration/réponse), afin d'estimer les concentrations seuils (CESO, parfois qualifiées de « repères » dans ce contexte). Ou encore, on pourrait déterminer le seuil par extrapolation des RTATC (§ 4.2.2). La comparaison des seuils estimés avec les nombres-guides de qualité de l'environnement pourrait indiquer si les principaux toxiques ont été identifiés, puisque les nombres-guides sont eux-mêmes des estimations de concentrations sans effet.

La dernière étape de l'ERE combine l'évaluation du danger (d'après l'information sur la toxicité) et l'évaluation de l'exposition ; on caractérise ainsi le risque local. La caractérisation du risque devrait indiquer les éléments de l'écosystème les plus à risque, ainsi que les principaux toxiques et les voies d'exposition. Une bonne caractérisation fournit un moyen objectif pour classer le lieu d'après l'urgence de la dépollution requise et la priorité qu'on lui accorde par rapport à d'autres lieux.

5.5.3 *Essais toxicologiques et dépollution des lieux contaminés*

Les solutions de rechange accessibles à la dépollution *doivent* toujours être convenablement examinées, et l'évaluation du risque peut aller jusqu'à aider à choisir la bonne option (SCOPE, 1975 ; 1980). La dépollution perturbe le milieu dans une certaine mesure (accroissement de la circulation automobile, excavations, creusage de puits, érection de barricades, ajout de nutriments, de chélateurs, etc.). Ces causes de perturbation, qui pourraient modifier le cheminement des toxiques, engendrent un certain danger écologique. À certains endroits, la dépollution pourrait entraîner des risques supérieurs à ceux de la non-intervention (p. ex. un port dont les sédiments sont contaminés). On aborde d'autres aspects de l'examen des solutions de rechange au § 5.4.1 sous la rubrique «évaluation environnementale ».

Une fois la dépollution décidée, les essais toxicologiques peuvent servir à mesurer l'avancement des travaux. Les seuils de réaction toxique définis lors de l'évaluation constituent des objectifs convenables. Les essais toxicologiques peuvent confirmer si l'atteinte des objectifs chimiques signifie réellement l'élimination de la toxicité des lieux, et cette combinaison d'approches en vaudrait particulièrement la peine si on avait affaire à un mélange de substances chimiques, pour lesquelles la prévision est difficile. Avec des données directement comparables, la baisse de toxicité devrait être corrélée avec la baisse de concentration de la substance ou des substances incriminées pour les effets toxiques. Sinon, la dépollution pourrait se tromper de cible. On devrait réévaluer les objectifs avant de s'engager dans coûts supplémentaires.

À la fin des travaux de dépollution, le chantier devrait faire encore une fois l'objet d'une étude approfondie des concentrations de substances chimiques, de la toxicité, des communautés vivantes, afin de confirmer la baisse du risque à un niveau tolérable. Les essais de confirmation devraient idéalement inclure une batterie complète de tests de toxicité, mais, dans les situations simples, il pourrait être satisfaisant d'utiliser l'essai le plus sensible des étapes précédentes. Meier *et al.* (1997) fournissent un exemple de l'utilisation d'essais de toxicité du sol pour évaluer la dépollution d'un lieu débarrassé de BPC. On a utilisé deux essais avec des vers de terre, l'un mesurant la mortalité après 14 jours, l'autre mesurant la reproduction après 21 jours. La germination et l'élongation racinaire de la laitue, de l'avoine et de l'oignon ont servi à mesurer la génotoxicité (aberrations de l'anaphase).

Environnement Canada recommande deux tours d'essais de confirmation (EC, 1996a). Le premier tour se tiendrait immédiatement après la fin de la dépollution, avec les objectifs décrits précédemment. Le deuxième tour, à tenir plus tard, indiquerait si les concentrations de contaminant restent satisfaisantes. Les objectifs de la surveillance à long terme *doivent* être clairement établis au préalable, et doivent inclure des critères bien définis qui déclencheront les prises de décision des gestionnaires ; sans ces critères, la surveillance pourrait être inutile et futile (EC, 1996a). Un guide montre comment utiliser les essais toxicologiques en fonction de critères locaux de dépollution dans des usines pétrolières et gazières du Canada (Golder, 1996).

5.5.4 *Lignes directrices biologiques pour la dépollution des sédiments*

L'Ontario fournit un bon exemple d'approches chimique et biologique parallèles pour évaluer des sédiments contaminés. La province a établi une série de nombres-guides sur la qualité chimique des sédiments (Persaud *et al.*, 1992). Dans une approche biologique, les chercheurs d'Environnement Canada (Région de l'Ontario) ont élaboré un système alliant des analyses de la communauté benthique et des essais de toxicité des sédiments (Reynoldson *et al.*, 1995). La méthode, intitulée *BEAST* pour *Benthic Assessment of Sediment*, a pour but de définir des nombres-guides de la qualité des sédiments des zones littorales des Grands Lacs laurentiens. Reynoldson *et al.* (1995) croient pouvoir établir des critères de dépollution des sédiments de chaque « secteur préoccupant » du côté canadien des Grands Lacs. Le système « a prouvé sa capacité de prédire la structure de la communauté benthique d'un lieu de référence grâce à des analyses multivariées et d'indices simples de la qualité de l'habitat et de l'eau » (Day *et al.*, 1996).

La méthode BEAST utilise des méthodes statistiques multivariées pour mettre en rapport la structure des communautés d'invertébrés benthiques de lieux non contaminés avec des variables simples décrivant la qualité de l'eau et des sédiments. Ces relations servent en retour à prédire les communautés susceptibles d'occuper des lieux contaminés, *si ces lieux étaient propres*. Les communautés prédites sont comparées à celles que l'on observe dans la réalité.

Les mêmes méthodes corrèlent les résultats des essais de toxicité des sédiments non contaminés et les variables physico-chimiques. Si un sédiment fait mentir les

prédictions sur la communauté d'invertébrés et sa toxicité, on soupçonne sa contamination. Il est donc possible de fixer des objectifs biologiques propres à chaque lieu à partir des mesures physico-chimiques de l'habitat, et de tirer des conclusions sur la dégradation anthropique apparente.

On a construit une base de données sur 346 localités de référence du lac Michigan et du côté canadien des autres Grands Lacs et on y a compilé trois grandes catégories de renseignements.

1. La structure des communautés d'invertébrés benthiques.
2. Les variables clés de l'habitat.
3. Les réactions aux sédiments locaux manifestées par quatre invertébrés benthiques *(Hyalella azteca, Chironomus riparius, Hexagenia* spp. et *Tubifex)*. On a ajouté ces essais toxicologiques afin de confirmer que les sédiments étaient bien la cause des effets observés localement, plutôt que l'eau ou d'autres perturbations physiques.

On connaît les résultats pour 96 localités de référence, et le programme d'échantillonnage se poursuit (Reynoldson *et al.*, 1995). Les analyses portaient aussi sur 27 variables environnementales non reliées à la pollution. Il s'agit des caractéristiques générales des sédiments (p. ex. éléments principaux, granulométrie, matière organique) et du lieu (p. ex. profondeur et chimie de l'eau).

On a construit des modèles à partir des résultats relatifs à ces 96 localités afin de prédire la structure de la communauté benthique en eau propre et les réactions aux essais toxicologiques. Les variables les plus aptes à prédire la structure de la communauté ont été la profondeur de l'eau, le type de sédiment, l'alcalinité et l'état trophique. Le modèle a réussi à répartir 87 % des lieux dans chacune de cinq classes. Il s'est révélé moins facile de prédire les réponses aux essais toxicologiques, et le meilleur modèle contenait 19 variables, dont l'alcalinité, les ions principaux, les nutriments, le contenu en matière organique, la taille des particules et la profondeur. Le modèle de toxicité a correctement classé 70 % des lieux.

La méthode BEAST a fait ses preuves dans l'évaluation des besoins en dépollution du havre Collingwood, dans la baie Georgienne du lac Huron, secteur désigné comme préoccupant. Le havre était lourdement contaminé par les métaux (cuivre, zinc, plomb, arsenic et fer) selon les normes de l'Ontario (Persaud *et al.*, 1992), et on envisageait d'enlever les sédiments. Selon la méthode, la composition prévue de la communauté dans la plupart des 25 points du port était comparable à celle qui était constatée sur place, ce qui indiquait l'absence de dégradation significative. Si on excepte quelques points près de la côte, où les concentrations de métaux étaient très élevées, la toxicité, dans la plupart des points, se situait à l'intérieur des limites prédites pour des lieux non pollués. Bref, il n'était pas nécessaire d'entreprendre un dragage onéreux, hormis en quelques endroits clés au cœur du port (Reynoldson *et al.*, 1995).

La technique BEAST attend la fin du programme d'échantillonnage. Elle possède des avantages évidents, mais aussi des limites. Elle exige beaucoup de main-d'œuvre et une large base de données pour l'application satisfaisante des méthodes statistiques non paramétriques. Le modèle résultant ne peut pas être appliqué à l'extérieur de la gamme de variation des lieux de référence, et les effets des fluctuations saisonnières et annuelles demeurent incertains.

Un système britannique de lignes directrices biotiques. Des techniques élaborées au Royaume-Uni sont les précurseurs de certaines parties de la méthode BEAST canadienne. Le système britannique n'utilise pas les données toxicologiques pour établir des lignes directrices sur la qualité, mais il constitue un exemple instructif de lignes directrices biologiques. Les chercheurs britanniques ont élaboré des méthodes pour prédire la faune des invertébrés macroscopiques des cours d'eau non pollués à partir de la composition physico-chimique des habitats (gradient, vélocité, substrat, composition minérale de l'eau, etc. ; Wright *et al.*, 1984 ; Moss *et al.*, 1987 ; Armitage *et al.*, 1987). Les mesures physico-chimiques faites à partir de la rive sont désormais saisies dans un modèle informatisé (RIVPACS) qui va prédire assez justement la communauté qui vivrait dans une eau non polluée.

En Grande-Bretagne, on a aussi élaboré des indices biotiques à partir de recensements des invertébrés benthiques. Au fil des décennies, on les a raffinés, simplifiés et on en a facilité l'utilisation. Le programme informatique de prédiction a été élaboré avec l'indice biotique par la *National Rivers Authority (NRA)*, l'organisme chargé de la qualité des cours d'eau d'Angleterre et du pays de Galles (NRA, 1991).

La NRA semble se diriger vers l'utilisation d'un système

biologique parallèle aux objectifs de qualité de l'eau, pour trois aspects de la gestion de la qualité de l'eau : 1° un cours d'eau est classé d'après la qualité de son eau, en partie sur la base de l'indice biotique, en partie sur celle des lignes directrices chimiques et bactériologiques ; 2° une valeur choisie de l'indice biotique sert d'*objectif* de qualité pour une section du cours d'eau. 3° les indices obtenus ultérieurement par la surveillance servent à vérifier la conformité aux objectifs.

La NRA a été plus loin en dotant la procédure d'un mécanisme accordant la prééminence aux critères biologiques, en cas de divergence entre les approches chimique et biotique pour le classement d'une section de cours d'eau. Le biotique prévaut. Testé en situation réelle, ce dispositif a sensiblement amélioré le classement des sections de rivières par rapport au classement obtenu à partir d'objectifs chimiques de qualité de l'eau (NRA, 1991).

5.5.5 Tenir compte de l'incertitude

Chaque étape de l'évaluation et de la dépollution doit tenir compte de l'incertitude inhérente aux estimations. Par définition, cette incertitude fait partie intégrante de la notion même de risque (Suter, 1990). Il est inévitable que différentes méthodes d'évaluation donnent parfois des résultats contradictoires (Burmaster *et al.*, 1991).

La première cause évidente d'incertitude dans l'emploi des essais toxicologiques provient de l'inexactitude et de l'imprécision des instruments, des mesures, des modes opératoires et de l'analyse des résultats. À l'instar d'autres techniques, comme l'analyse chimique, ces causes d'erreurs sont maîtrisables, et on devrait les réduire autant que possible. L'incertitude de certains paramètres comme la CL 50, s'exprime par des limites de confiance de 95 %, qui devraient accompagner le résultat de tout essai toxicologique définitif. L'incertitude due à la variabilité des méthodes d'essai se perpétue dans l'extrapolation des résultats aux effets dans le milieu.

La seconde cause d'incertitude est la variation aléatoire des processus naturels, qu'on ne peut éliminer et qu'on doit traiter comme une variable dans la base d'information.

L'incertitude faisant partie intégrante de l'ERE, les estimations erronées du danger ou de l'exposition pourraient se traduire par des estimations du risque péchant par excès ou par défaut. Sous-estimer le risque pourrait avoir des conséquences fâcheuses, localement et pour tout l'écosystème. L'approche habituelle privilégie la prudence, par exemple, choisir un seuil de toxicité peu élevé parmi ceux que l'on connaît.

Une meilleure solution consiste à intégrer ouvertement le risque, par la modélisation probabiliste. Les résultats de chaque étape de l'ERE sont exprimés comme un ensemble de possibilités, chacune assortie d'une probabilité estimée. Les variantes les plus raffinées utilisent des modèles de simulation stochastique, qui emploient des choix aléatoires. Les données d'entrée n'ont pas de valeur fixe, mais sont des distributions de valeurs fondées sur la fourchette des observations de terrain et de laboratoire. Chaque exécution du modèle pige au hasard une valeur parmi l'éventail des possibilités de chaque variable d'entrée. La simulation est répétée à plusieurs reprises. Toutes les estimations obtenues sont réunies dans une distribution de probabilités des résultats possibles, qui indique les événements les plus probables et la gamme d'événements susceptibles de survenir.

Les avantages de l'approche probabiliste sont divers. Celle-ci tient compte de l'incertitude de chaque aspect des données et fournit des estimations plus réalistes du risque écologique. Les simulations probabilistes permettent de se prononcer sur les aboutissements possibles et leur vraisemblance, ce qui est avantageux pour la gestion des chantiers de projets. On évite la prudence inhérente aux approches employant des paramètres fixes. Le modèle peut aussi orienter l'analyse en indiquant les paramètres d'entrée faisant le plus varier la valeur de sortie (analyse de sensibilité). On peut alors augmenter l'efficacité de l'échantillonnage et de l'analyse en dirigeant l'effort vers les éléments les plus décisifs.

La discussion s'est arrêtée sur l'ERE, mais le même principe s'applique aux évaluations plus qualitatives. La meilleure approche pour tenir compte de l'incertitude est de mesurer les mêmes variables par diverses méthodes puis d'attribuer la plus grande crédibilité aux observations confirmées par plus d'une méthode. Comme on le répète souvent dans le présent document, on y parvient en comparant les résultats toxicologiques à ceux des enquêtes biologiques et de la chimie de l'environnement. Pour plus de renseignements sur les problèmes particuliers d'incertitude dans l'évaluation du risque écologique, voir EC (1994e), Suter (1990 ; 1993) et les comptes rendus d'un atelier entièrement consacré à cette question (Warren-Hicks et Moore, 1998).

5.6 Élaboration de lignes directrices sur la qualité de l'environnement

Repères

- *Le CCME est chargé d'établir des lignes directrices nationales sur la qualité de l'environnement. Il existe aussi des lignes directrices provinciales et régionales.*
- *Une ligne directrice canadienne sur la qualité de l'environnement est habituellement, pour une substance donnée, une simple concentration maximale, visant à protéger toutes les espèces et tous leurs stades de croissance, quelle que soit la durée d'exposition. On utilise normalement la concentration totale, mais on pourrait spécifier une fraction chimique s'il était possible de le faire avec certitude.*
- *Pour définir une ligne directrice sur la qualité de l'eau pour la vie aquatique, on commence par classer l'information publiée selon son degré d'acceptabilité. Une ligne directrice complète nécessite au moins trois bonnes estimations de la toxicité pour les poissons, deux pour les invertébrés, une pour les végétaux, et plusieurs autres types de renseignements physico-chimiques et biologiques. La ligne directrice équivaut à 0,1 fois la CEMO minimale pour une espèce canadienne.*
- *Les lignes directrices sur la qualité de l'eau d'irrigation sont établies de façon semblable à partir d'études à long terme de la toxicité pour les cultures, au moyen de concentrations de pesticides dans l'eau ou de concentrations d'autres substances dans le sol. Les lignes directrices équivalent à 0,1 fois les CESO minimales pour (a) les céréales, le foin et les pâturages, et (b) les autres cultures.*
- *Une ligne directrice provisoire sur les sédiments exige une compilation et une sélection semblables des données aboutissant à 20 essais révélant la présence de toxicité et 20 n'en révélant pas. Les distributions servent à calculer une ligne directrice. Un coefficient de sécurité pourrait servir en cas de forte incertitude des données. Une ligne directrice complète exige plus de renseignements, pour relier le type de sédiment et les résultats toxicologiques. L'approche peut se fonder sur la prépondérance de la preuve ou sur des essais avec des sédiments enrichis, mais on attend la publication de méthodes normalisées pour systématiser l'usage d'essais avec des sédiments enrichis.*
- *Des lignes directrices provisoires sur la qualité des sols ont été compilées à partir de nombres-guides en vigueur ailleurs, afin de satisfaire les besoins du PNALC. Un protocole permet désormais de calculer des lignes directrices pour les sols, sur le modèle général du CCME. Pour chaque substance, on peut calculer des lignes directrices distinctes pour quatre catégories d'utilisation des terres : l'agriculture ; les zones d'habitation et les parcs ; le commerce ; l'industrie.*
- *À partir des lignes directrices, on peut énoncer des objectifs de qualité de l'environnement, pour tenir compte des espèces locales, des variations saisonnières, des effets à long terme et des agressions dues à d'autres agents.*

On a établi différentes limites de qualité pour protéger l'environnement

- La *ligne directrice* ou *nombre-guide* est une limite de concentration déterminée scientifiquement ou un énoncé descriptif, recommandés pour protéger et maintenir une utilisation désignée du sol, des sédiments ou de l'eau. (Aux États-Unis ou dans certains organismes européens, le terme *critère* est employé dans le même sens.)
- L'*objectif* peut avoir la même définition que la ligne directrice, sauf qu'il a été fixé pour protéger et maintenir une utilisation spécifiée du sol, des sédiments ou de l'eau dans un lieu précis, compte tenu des conditions locales. Des provinces ont dressé des listes d'objectifs de qualité de l'eau, lesquelles reflètent les « conditions souhaitables officielles ».
- La *norme* est semblable à l'objectif, sauf qu'elle est reconnue dans les lois promulguées pour la maîtrise de l'environnement.

5.6.1 Historique

L'élaboration de lignes directrices nationales de qualité de l'environnement relève du CCME (auparavant Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement [CCMRE]), qui a publié des lignes directrices nationales pour la protection de la vie aquatique et l'utilisation de l'eau en agriculture (irrigation et abreuvement du bétail), pour la consommation humaine, dans l'industrie, à des fins de loisirs et pour satisfaire des besoins esthétiques (CCMRE, 1987 ; CCME, 1998). Un protocole permet d'élaborer des lignes directrices sur les résidus tissulaires de substances chimiques, tandis qu'une ébauche vise les dioxines et les furannes (CCME, 1996c ; 1997b). On a parachevé des protocoles pour l'élaboration des lignes directrices sur les sols, les lieux contaminés et les sédiments (CCME, 1995 ; 1996a), et on dispose de lignes directrices provisoires ou définitives sur la qualité (CCME, 1991a ; 1997a ; EC, 1995c).

Les provinces ont produit des lignes directrices ou des objectifs de qualité de l'environnement concernant l'eau (p. ex. AEP, 1978 ; OMOE, 1984 ; B.C. MELP, 1998) ou les sédiments (Persaud *et al.*, 1992). L'Ontario a décrit sa méthode d'établissement d'objectifs (OMOE, 1991). D'autres organismes, comme la Commission mixte internationale (CMI) et la Régie des eaux des provinces des Prairies, se sont dotés de lignes directrices ou d'objectifs. Les méthodes des organismes canadiens sont passées en revue par Taylor (1989).

Les lignes directrices nationales servent d'estimations prudentes des concentrations de toxiques qui ne seront pas nocives dans la grande variété de biomes et d'écosystèmes du pays. Elles fournissent une orientation claire sur les conditions physico-chimiques favorables dans l'environnement et elles peuvent remplir plusieurs rôles. Dans les enquêtes, elles peuvent servir à juger si l'état de l'environnement est satisfaisant. Dans la surveillance et la réglementation, elles peuvent inspirer des objectifs ou des normes. Elles sont particulièrement utiles aux calculs prévisionnels (§ 1.2 et 4.4). À titre d'exemple, on peut extrapoler les concentrations d'un toxique mesurées dans un effluent à l'eau réceptrice, en tenant compte de la dilution, pour prédire si la ligne directrice sera respectée. Au stade de la conception, on pourrait extrapoler à l'eau réceptrice les caractéristiques présumées de l'effluent, pour vérifier si les lignes directrices seront respectées.

On trouve ci-dessous un bref aperçu sur la façon dont le CCME utilise les données toxicologiques pour élaborer ses lignes directrices sur la qualité et une description des méthodes en vigueur pour établir les lignes directrices sur la qualité de l'eau, des sédiments et des sols.

5.6.2 Lignes directrices sur la qualité de l'eau

Dans le présent paragraphe, il sera question des lignes directrices visant la protection de la vie aquatique et des cultures (eau d'irrigation). Le protocole d'élaboration des lignes directrices nationales sur la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique est exposé dans CCMRE (1987) et dans une édition mise à jour et améliorée, pour ce qui concerne la sélection des données et l'établissement de lignes directrices (CCME, 1991b).

Relativement à la **vie aquatique**, le protocole révisé repose sur quatre principes fondamentaux, comme suit :

1. Si les données sont disponibles, on envisage d'utiliser les principaux groupes d'organismes aquatiques macroscopiques (algues, macrophytes, invertébrés, poissons et amphibiens). Si le nombre de données est limité, des lignes directrices provisoires sont préférables à l'absence de lignes directrices.
2. On fixe les lignes directrices à des valeurs qui protégeront toute forme et tout stade de vie aquatique pendant une durée d'exposition indéterminée. Les lignes directrices sont fondées sur des données scientifiques, sans égard à leur faisabilité par la gestion.
3. Pour la plupart des variables de qualité de l'eau, on recommande une seule valeur maximale en tant que ligne directrice nationale.
4. Les lignes directrices se rapportent habituellement à la concentration totale de substance dans un échantillon non filtré. Elles peuvent se fonder sur une fraction de la concentration totale uniquement si la toxicité peut être sûrement imputée à cette fraction et que les techniques d'analyse peuvent systématiquement et sans équivoque identifier la fraction en question.

Le protocole de détermination des lignes directrices canadiennes sur la qualité de l'eau comporte quatre grandes étapes (fig. 12). (L'élaboration des lignes directrices pour d'autres milieux suit des étapes semblables.)

a. On dépouille les publications pour connaître les propriétés physico-chimiques, les concentrations dans l'environnement, le devenir et le comportement, le potentiel de bioaccumulation, la toxicité aiguë et chronique, la génotoxicité de la substance examinée, sur laquelle on obtient aussi des renseignements d'autres pouvoirs publics. Les données environnementales doivent être suffisantes pour préciser les principales voies et les principaux devenirs de la substance dans le milieu aquatique.

b. Les exigences minimales doivent être satisfaites pour accepter les données sur la toxicité (tableau 10) et le devenir dans l'environnement. On peut établir des lignes directrices provisoires à partir d'ensembles de données qui ne satisfont pas aux exigences. On peut déroger aux exigences du tableau 10 pour des motifs scientifiques légitimes : p. ex. un RTATC fiable peut remplacer les résultats d'essais de toxicité sublétale. On doit indiquer les principales voies et les devenirs de la substance dans le milieu aquatique.

c. Chaque rapport toxicologique est classé comme *primaire* (essais fiables en conditions dynamiques au moyen de méthodes normalisées et de concentrations dosées de toxiques), *secondaire* (essais fiables en conditions statiques, y compris avec méthodes modifiées) ou *inacceptable*. L'ensemble minimal de

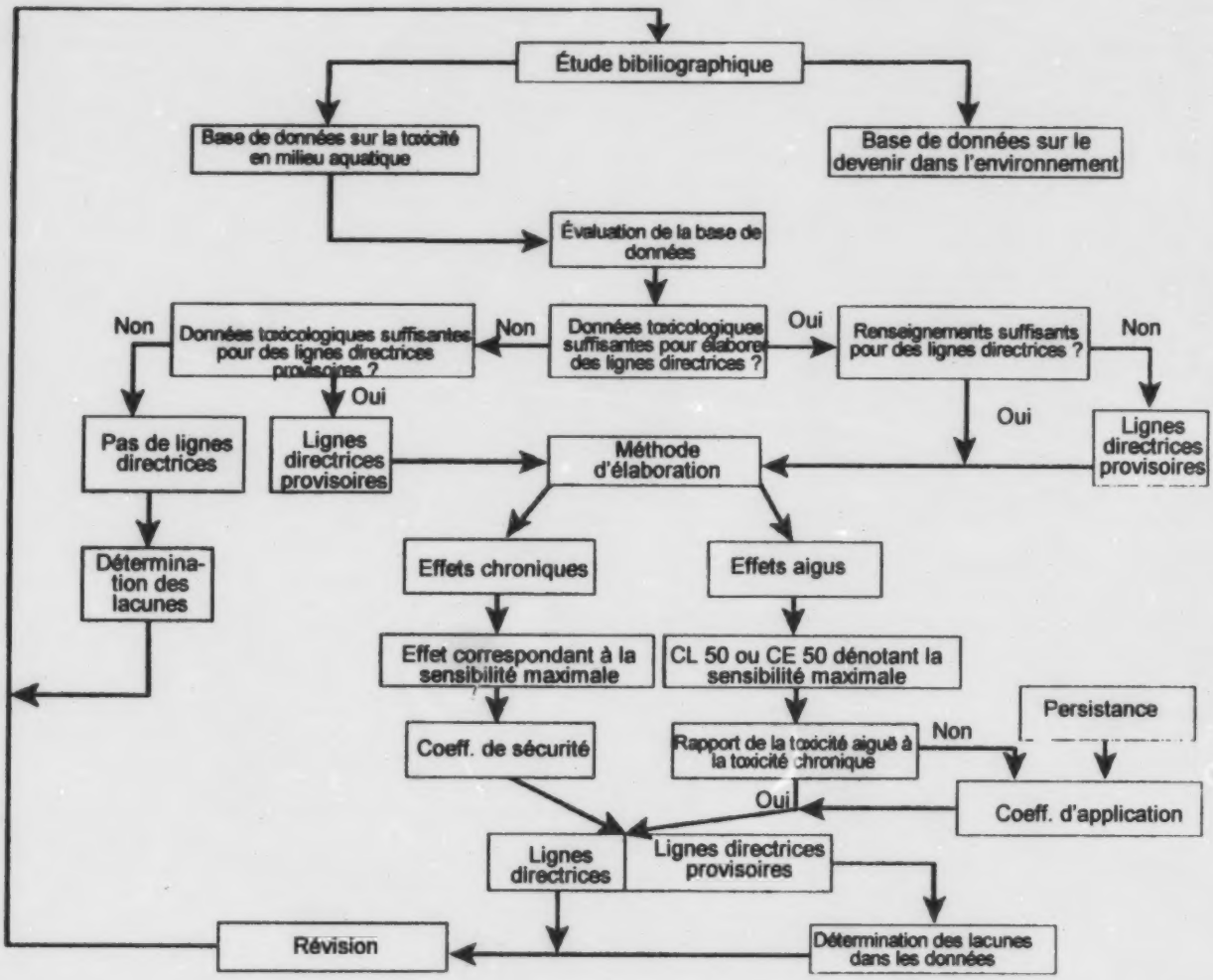


Figure 12. — Protocole du Conseil canadien des ministres de l'environnement pour déterminer les lignes directrices (recommandations) en matière de la qualité de l'eau pour la protection des organismes aquatiques (d'après CCME, 1991b)

données doit être complet et composé d'essais primaires, avant de procéder au calcul des lignes directrices. Pour les lignes directrices provisoires, on peut utiliser des données primaires ou secondaires.

d. Pour obtenir la ligne directrice (ou nombre-guide) finale, on multiplie la CEMO minimale unique d'une étude de la toxicité sublétale et chronique pour une espèce indigène canadienne par 0,1, ce qui équivaut à faire jouer un coefficient de sécurité, pour tenir compte des différences de sensibilité entre les paramètres ultimes et les espèces non testées, ainsi que pour extrapoler les chiffres du laboratoire au milieu. Si, pour la ligne directrice, on ne trouve pas de données chroniques et sublétales convenables, on divise la CL 50 ou la CE 50 primaire minimale par le RTATC ou, à défaut, on la multiplie par un coefficient d'application universel (0,05 pour les substances chimiques non rémanentes [demi-vie dans l'eau < 8 semaines], et 0,01 pour les substances rémanentes). [V. les § 4.2.1, et 4.2.2 pour les RTATC et pour les coefficients d'application.]

Pour l'**eau d'irrigation**, le protocole canadien vise à calculer des lignes directrices sur la qualité capables de protéger les cultures soumises à des arrosages répétés pendant une saison complète de croissance (CCME, 1993a). Le protocole respecte les principes que l'on vient d'énoncer pour la vie aquatique, mais adaptés aux

Tableau 10. — Ensemble minimal d'essais de toxicité requis pour déterminer les recommandations canadiennes de qualité de l'eau pour la vie aquatique. (Tiré de CCME, 1991b)

1. Recommandations pour l'eau douce		
Poissons	•	au moins trois études sur au moins trois espèces résidantes d'Amérique du Nord, dont au moins une espèce d'eau froide (p. ex. truite) et une d'eau chaude (p. ex. tête-de-boule).
	•	de ces études, 2 au moins doivent être « chroniques »*.
Invertébrés	•	au moins deux études *chroniques** sur au moins 2 invertébrés de classes différentes, dont l'un est planctonique et réside en Amérique du Nord (p. ex. daphnie).
Végétaux	•	au moins une étude sur une plante vasculaire ou une algue dulcicoles d'Amérique du Nord.
	•	pour les substances fortement phytotoxiques, quatre études *aiguës* ou *chroniques* sur des algues ou des plantes dulcicoles non visées.
2. Recommandations provisoires pour l'eau douce		
Poissons	•	au moins deux études *aiguës* ou *chroniques* sur au moins 2 poissons, l'un étant d'une espèce d'eau froide (p. ex. truite) résidante d'Amérique du Nord.
Invertébrés	•	au moins deux études *aiguës* ou *chroniques* sur au moins 2 invertébrés de classes différentes, l'un étant d'une espèce planctonique résidante d'Amérique du Nord (p. ex. daphnie).
3. Recommandations pour les eaux marines		
Poissons	•	au moins trois études sur au moins 3 poissons des mers tempérées, dont au moins 2 études *chroniques**.
Invertébrés	•	au moins deux études *chroniques** sur au moins 2 invertébrés marins de classes différentes.
Végétaux	•	au moins une étude sur une plante vasculaire ou une algue marines.
4. Recommandations marines provisoires		
Poissons	•	au moins deux études *aiguës* ou *chroniques* sur au moins 2 poissons marins, l'un d'eux étant une espèce des mers tempérées.
Invertébrés	•	au moins deux études *aiguës* ou *chroniques* sur au moins 2 espèces marines de classes différentes, l'une d'elle étant une espèce des mers tempérées.

* Dans ces exigences du CCME, *chronique* qualifie une étude portant sur le cycle de vie complet ou partiel de l'organisme, accompagnée d'observations des effets sublétaux.

cultures. Les lignes directrices reposent sur deux grands éléments d'information : (1) le débit maximal d'irrigation en L/(ha · an) ; (2) la sensibilité des cultures, mesurée par la dose admissible d'application en kilogrammes d'ingrédient actif à l'hectare (dans le cas des pesticides), et par la concentration dans le sol (en milligrammes par kilogramme de sol (dans le cas des produits chimiques industriels ou autres).

Les lignes directrices sur l'irrigation sont calculées à partir de données sur la relation dose/réponse dans les cultures sensibles du Canada, résultant de préférence d'études à long terme avec de l'eau d'irrigation. La méthode calcule une concentration maximale acceptable de toxique pour une espèce (la CMAT spécifique ou CMATS), en multipliant la CESO par 0,1. Faute d'études suffisantes sur l'eau d'irrigation, on multiplie la CESO d'autres études de la toxicité chronique par 0,1 pour obtenir la *dose acceptable* (en kg/ha) [de pesticide] ou la *concentration acceptable dans le sol* (en mg/kg) [d'une autre substance chimique]. On estime ainsi la concentration inoffensive pendant une saison de croissance. On divise la dose acceptable de pesticide par le débit annuel maximal d'irrigation de la culture au Canada pour obtenir la CMATS, en µg/L. On calcule la

CMATS des autres substances, en multipliant la concentration acceptable dans le sol par l'estimation de la masse de sol délimitée que représente un volume de 1 ha sur la profondeur d'enracinement, que l'on divise par le débit annuel maximal d'irrigation.

On répartit en deux groupes toutes les CMATS de la même substance, sans égard à leur méthode de calcul : le groupe des céréales, du foin cultivé et des pâturages ; celui des autres cultures. On calcule une ligne directrice sur la qualité de l'eau d'irrigation pour chacun de ces groupes en choisissant la CMATS minimale du groupe.

5.6.3 Lignes directrices sur la qualité des sédiments

Chacune des diverses méthodes de calcul des lignes directrices sur la qualité des sédiments a ses avantages et ses inconvénients. MacDonald *et al.* (1992) en font l'évaluation exhaustive, ayant compilé les valeurs d'évaluation de la qualité glanées dans divers pays. Chapman (1989b) et Persaud *et al.* (1992) font aussi un examen des diverses approches.

La démarche suivie pour calculer les lignes directrices canadiennes sur les sédiments (CCME, 1995 ; Smith *et al.*, 1996a) exige l'utilisation complémentaire de deux approches : 1° la prépondérance de la preuve, selon une méthode mise au point aux États-Unis pour le *National Status and Trends Program* (programme sur la situation et les tendances nationales) [Long et Morgan, 1990] ; 2° des essais de toxicité sur un sédiment enrichi. Idéalement, les lignes directrices sur les sédiments se calculeraient à partir de relations concentration/réponse détaillées, qui nécessitent des essais sur des sédiments enrichis (v. § 4.11.1). Cela permettrait aussi la maîtrise des facteurs de changement et des essais sur les stades de vie sensibles. On a élaboré un protocole pour calculer les lignes directrices, à partir des résultats des essais sur des sédiments enrichis (CCME, 1995), mais il est peu susceptible de servir dans l'immédiat parce que les méthodes de ces essais n'ont pas été normalisées et qu'on dispose de peu de données. En attendant de résoudre ces incertitudes, on utilisera une version modifiée de l'approche du programme américain sur la situation et les tendances nationales. Elle comporte l'évaluation de diverses données chimiques et biologiques : des modèles de partage à l'équilibre ; des valeurs d'évaluation provenant d'autres pouvoirs publics ; des essais toxicologiques sur des sédiments enrichis ; et des études sur le terrain (CCME, 1995). On calcule les concentrations seuils de substances produisant un effet dans le sédiment, qu'on recommande comme lignes directrices, provisoires ou non, sur la qualité des sédiments.

Les quatre principes directeurs du calcul des lignes directrices sur les sédiments sont semblables à ceux qui s'appliquent à l'eau, et les deux premiers sont fondamentalement identiques (v. § 5.6.2 ; points 1 et 2). Le premier principe est de prendre en considération toutes sortes d'organismes si on possède les données. Le deuxième est que les lignes directrices visent à protéger tous les organismes, à tous les stades. Le troisième est que les lignes directrices sont habituellement des concentrations totales d'une substance présente dans les sédiments de surface, ramenés à leur poids sec. On les révisera cependant quand on aura élucidé l'influence d'un facteur de changement (p. ex. le COT, qui modifie la toxicité des composés organiques non polaires). Le quatrième principe réitère que les lignes directrices seront périodiquement réexaminées et actualisées au gré des découvertes scientifiques.

Le protocole de calcul de lignes directrices sur les sédiments est semblable à celui de l'eau. Les lignes directrices pour l'eau douce et l'eau de mer sont élaborées séparément, selon les étapes suivantes (CCME, 1995).

a. Comme pour l'eau, dépouillement des publications pour obtenir des renseignements sur les propriétés physico-chimiques, le devenir, et la toxicité (§ 5.6.2, *a*).

b. Comme pour l'eau, évaluation des données toxicologiques à l'égard de la qualité (§ 5.6.2, *b*).

c. Réunion de toutes les données nord-américaines pertinentes ; tri en ordre croissant de concentration ; présentation en tableau, dont chaque rangée donne la concentration mesurée, la localité, le type d'analyse ou d'approche, la durée de l'essai, le paramètre mesuré, l'espèce et le stade de développement testés, les effets biologiques observés (le cas échéant) et la référence de l'étude. On résume aussi les caractéristiques des sédiments et de la colonne d'eau lorsqu'on les connaît.

d. Respect des exigences minimales concernant les données toxicologiques et le devenir dans l'environnement. Sinon arrêt du processus. Pour calculer une ligne directrice provisoire sur les sédiments, les données toxicologiques doivent comprendre au moins 20 valeurs associées à des effets biologiques et 20 qui n'y sont pas associées. Pour calculer une ligne directrice complète à partir d'une ligne directrice provisoire, on doit disposer de suffisamment de renseignements à l'appui pour relier la directive provisoire à un type précis de sédiment ou à des

caractéristiques précises du sédiment ou de la colonne d'eau. Le calcul des lignes directrices provisoires peut recourir à d'autres procédés, selon l'information disponible, mais on accorde la préférence aux effets biologiques.

e. Si les données satisfont aux exigences minimales pour une directive provisoire sur la qualité des sédiments, la concentration seuil d'effet se calcule comme la moyenne géométrique de la concentration du 15e centile inférieur des données correspondant à des effets et de la concentration du 50e centile des données ne correspondant pas à des effets. La *concentration seuil* s'entend de la concentration sous laquelle on n'observe presque jamais d'effets nocifs.

f. Si la concentration seuil comporte un degré élevé d'incertitude, on peut appliquer un coefficient de sécurité. Les motifs du choix du coefficient et les incertitudes à prendre en considération sont exposés dans CCME (1995). Sinon, la concentration seuil est recommandée en tant que ligne directrice provisoire sur la qualité des sédiments.

Smith *et al.* (1996a) décrivent la façon dont les données techniques ont été collectées et en justifient l'utilisation. L'analyse des données accumulées sur chaque substance a abouti à la concentration seuil susmentionnée et à la concentration avec effet probable, au-dessus de laquelle on s'attend à des effets nocifs fréquents. Les données ont permis le calcul de ces deux concentrations pour 31 substances présentes dans les sédiments marins, notamment 9 métaux, 13 HAP, les BPC totaux, 7 pesticides et un phtalate. Pour les sédiments d'eau douce, le calcul a porté sur 8 métaux, 6 HAP, les BPC totaux et 8 pesticides. Les concentrations seuils ont servi de nombres-guides provisoires sur la qualité des sédiments.

À l'instar de toute ligne directrice sur les substances chimiques, ces nombres-guides constituent seulement des prédictions de la toxicité. Smith *et al.* (1996a) rappellent qu'on devrait évaluer « la capacité de prévision des nombres-guides par des validations directes sur le terrain, en diverses localités canadiennes », qu'on devrait les utiliser avec des outils tels que les essais toxicologiques et que ces nombres n'ont pas pour but de servir directement d'objectifs locaux, sans égard aux facteurs locaux de gestion. L'évaluation interne (à l'intérieur des mêmes ensembles de données) a montré que les concentrations seuils sont relativement fiables, alors que moins de 10 % d'effets nocifs sont observés à des concentrations inférieures (Smith *et al.* 1996b). Les concentrations avec effet probable ont semblé moins fiables, parce que les concentrations supérieures n'ont causé aucun effet nocif dans plus de la moitié des cas (les métaux, les HAP et deux pesticides). Pour trois autres pesticides, la fiabilité des concentrations avec effet probable a été bonne, des effets nocifs ayant été constaté dans 70 à 85 % des cas à des concentrations supérieures *(loc. cit.)*. O'Connor *et al.* (1998) ont comparé la toxicité et les caractéristiques chimiques de sédiments d'un certain nombre de localité des États-Unis, en partant de cette prémisse : « Il existe des motifs théoriques pour douter qu'aucune de ces lignes directrices à caractère chimique ne reflète vraiment la toxicité des sédiments ». Les données qu'ils ont comparées ont permis des conclusions plus encourageantes, mais ils ont recommandé que les lignes directrices « ne soient pas utilisées seules en tant qu'indicateurs de la toxicité ». Ils ont considéré « que les lignes directrices fondées sur les caractéristiques chimiques globales sont un bon prétexte pour des analyses plus poussées... », conseil rappelant cette bonne habitude moderne qui consiste à multiplier les faisceaux de preuves.

5.6.4 Lignes directrices sur la qualité des sols

Les lignes directrices pour les sols ont évolué de pair avec la dépollution des lieux contaminés, et le § 5.5 donne à ce sujet de l'information utile. On a adopté des lignes directrices provisoires pour les besoins urgents du PNALC (CCME, 1991a). On les a compilées à partir de textes homologues appliqués par diverses administrations publiques au Canada. Celles qui concernaient les substances organiques étaient en grande partie fondées sur les limites de détection, alors que celles qui visaient les substances inorganiques reposaient principalement sur les concentrations de fond. Ayant reconnu leur manque de fondement scientifique, on a annoncé leur remplacement par des lignes directrices fondées sur les effets dès qu'on disposerait d'un protocole et de données toxicologiques suffisantes sur les organismes terrestres.

Le protocole élaboré (CCME, 1996a) fournit les fondements et les marches à suivre pour calculer les lignes directrices concernant quatre catégories d'utilisation des sols (agriculture, zones d'habitation et parcs, commerces, industries). Les lignes directrices en matière d'environnement et de santé humaine sont élaborées de pair, et on retient la plus faible valeur des deux comme ligne directrice finale sur la qualité des sols. L'évaluation pour la santé humaine ne dépendant pas des données écotoxicologiques, il n'en sera plus question ici, mais les détails se trouvent dans le protocole.

Les lignes directrices sur la qualité des sols fondées sur les

effets correspondent aux concentrations censées être inoffensives pour la santé humaine ou la communauté naturelle. La comparaison avec les lignes directrices pour un usage particulier du sol peut révéler la nécessité d'approfondir l'enquête ou la dépollution, ainsi que l'échelle et l'urgence de ces mesures. Les lignes directrices sur la qualité des sols, à l'instar d'autres lignes directrices, peuvent inspirer des objectifs locaux ou ponctuels. Si la dépollution est impraticable, pour des motifs techniques ou autres, elles peuvent montrer qu'il est nécessaire de restreindre les formes d'utilisation du sol ou d'appliquer d'autres mesures de gestion pour protéger la santé et l'environnement.

Le sol est un milieu complexe et hétérogène. Des microbes aux vertébrés, divers organismes peuvent être exposés aux contaminants qui s'y trouvent, par de nombreuses voies, notamment par contact direct, l'eau de porosité, l'ingestion de sol ou de nourriture contaminée et l'inhalation de gaz contaminés. La méthode de calcul d'une ligne directrice sur la qualité du sol tient compte de cette complexité. Elle suit aussi la pratique normalisée qu'a élaborée le CCME. Elle est donc semblable à la méthode décrite pour l'eau (§ 5.6.2).

- On dépouille les publications, à la recherche d'information sur les propriétés physico-chimiques et la toxicité, comme celles qui sont présentées pour l'eau, notamment l'information provenant d'autres administrations.
- On évalue tous les rapports toxicologiques en regard de leur qualité scientifique avant les utiliser et on les considère comme inacceptables si le plan d'expérience, le mode opératoire ou l'analyse sont inadéquats ou si l'information présentée n'est pas suffisante pour évaluer ces aspects.
- Il existe des exigences minimales en matière de données pour les trois méthodes de calcul des lignes directrices : la méthode préférée se fonde sur la *prépondérance de la preuve* ; la seconde repose sur les *CEMO* ; et la troisième recourt aux *effets médians*. Le choix de la méthode dépend du type et de la quantité de données toxicologiques acceptables. En général, il faut à tout le moins des données sur la toxicité pour les invertébrés et les végétaux terrestres. Pour assurer la protection des processus microbiens, on évalue le nombre de cycles nutritionnels et énergétiques microbiens en contact avec le sol, et on l'ajuste au besoin. En ce qui a trait à l'utilisation agricole du sol, un calcul supplémentaire aboutit à une ligne directrice sur la qualité du sol d'après l'ingestion de nourriture et de sol par le bétail et la faune.

Une **vérification pour la protection de l'eau souterraine** précise la qualité du sol requise pour garder potable l'eau souterraine. La concentration de substances organiques dans l'eau souterraine est généralement commandée par un phénomène de partage à l'équilibre qui dépend de la concentration de matière organique dans le sol et de la propension du composé à se lier à cette matière. Cet équilibre est pris en compte dans les lignes directrices sur les substances organiques.

L'élaboration des lignes directrices tient compte des principaux récepteurs et voies d'exposition pour les quatre utilisations du sol (tableau 11).

Pour l'***agriculture***, les recommandations visent à protéger les activités primaires que sont la culture et l'élevage. Il faut aussi protéger la faune résidante ou de passage et la flore indigène, car elles peuvent « utiliser » les sols agricoles.

Les ***zones d'habitation et les parcs*** sont principalement destinés à l'habitat humain et aux loisirs. Ils peuvent englober les terrains de camping, mais ils excluent généralement les parcs nationaux ou provinciaux.

Les ***commerces*** englobent la gamme allant du quasi-résidentiel (p. ex. les stations d'essence locales) au quasi-industriel (p. ex. les entrepôts). Dans la description du CCME, le sol commercial compte les zones entretenues (p. ex. pelouses, massifs de fleurs) mais non les zones naturelles (p. ex. les forêts). Les organismes auxquels on s'attend pour ces sols sont semblables à ceux des zones d'habitation et des parcs, mais l'utilisation du sol ne nécessite pas le maintien du même niveau de fonctionnement écologique.

Dans le cas de l'***industrie***, on pose encore que les activités ne dépendent pas autant de la protection des organismes que l'agriculture, les zones d'habitation et les parcs. Cependant, le CCME ne recommande pas que les zones industrielles ne réussissent pas à subvenir à toute activité écologique, ni qu'on les tienne pour très contaminées. Il a élaboré des lignes directrices sur la qualité des sols utilisés à des fins industrielles, mais à un niveau de protection moindre.

5.6.5 Élaboration d'objectifs de qualité de l'environnement

Les lignes directrices nationales fournissent des

Tableau 11. — Voies d'exposition et récepteurs écologiques considérés dans le calcul des lignes directrices sur la qualité des sols pour quatre catégories d'occupation du sol (CCME, 1996b)

Voie d'exposition	Utilisation du sol			
	Agriculture	**Zones d'habitation et parcs**	**Commerces**	**Industrie**
Contact avec le sol	Cycle des nutriments du sol	Cycle des nutriments du sol	Cycle des nutriments du sol	Cycle des nutriments du sol
	Invertébrés du sol	Invertébrés du sol	Invertébrés du sol	Invertébrés du sol
	Cultures ou végétaux	Végétaux	Végétaux	Végétaux
	Bétail ou Faune	Faune	Faune	Faune
Ingestion de sol et de nourriture	Herbivores			

orientations générales, mais la protection de la qualité de l'eau, des sédiments et des sols d'un emplacement particulier ou d'une région pourrait nécessiter des objectifs propres. Ces objectifs adaptent les lignes directrices générales aux besoins d'un emplacement particulier et ils pourraient les adapter aux conditions locales. On pourrait aussi y intégrer des facteurs économiques et sociaux. Des orientations pour la détermination d'objectifs sont fournies dans les lignes directrices sur la qualité de l'eau au Canada (CCMRE, 1987), et, aux États-Unis, on retrouve une description des politiques (USEPA, 1984a) et des modes opératoires particuliers (USEPA, 1994e). Valiela et Whitfield (1988) font une brève synthèse de la question.

Les **espèces locales** pourraient être le premier facteur à prendre en considération dans la détermination d'objectifs de qualité du milieu. L'USEPA (1994d) propose une méthode fixe pour calculer les lignes directrices locales pour la qualité de l'eau, en utilisant les données sur la toxicité pour des espèces locales dans les calculs. Les recommandations de l'EPA sont conçues pour protéger 95 % des espèces, mais si l'on désire protéger une des espèces figurant parmi les 5 % les plus sensibles, des objectifs plus rigoureux peuvent être nécessaires. Par exemple, la méthode de l'USEPA a servi à calculer un objectif spécifique contre l'ammoniaque pour une rivière du Colorado, tenant ainsi compte de la forte sensibilité du raseux-de-terre (*Etheostoma nigrum*), petit poisson dont la tolérance de l'ammoniaque n'avait jamais été testée (Nimmo *et al.*, 1989).

Les **caractéristiques physico-chimiques de l'eau** pourraient influer sur la disponibilité biologique ou la toxicité de la matière considérée. Par exemple, la toxicité des métaux pourrait diminuer si ceux-ci étaient combinés à une forte teneur en matière organique. (La toxicité des métaux pourrait augmenter si l'eau locale était très douce, mais les critères les plus récents tiennent compte de cet effet.)

Les **variations saisonnières** pourraient aussi être prises en considération dans l'élaboration d'objectifs de qualité. Les variables influant sur la toxicité pourraient fluctuer, par exemple la matière organique, capable de lier les métaux. Une autre est la présence saisonnière de stades de croissance d'espèces clés. On recommande de ne faire que rarement des ajustements saisonniers des objectifs et, encore, avec beaucoup de précautions. Tout ajustement devrait pencher vers la prudence durant les saisons de migration, de reproduction ou les stades sensibles de développement. Il serait écologiquement dangereux de modérer un objectif bien étayé pour un motif comme la fin du frai d'un poisson important.

Un exemple de modification saisonnière bien prudente est l'établissement d'objectifs pour l'ammoniaque dans la

rivière Flathead en Colombie-Britannique, qui ajuste le nombre-guide du CCMRE (1987) sur l'ammoniaque totale (MacDonald *et al.*, 1987). Les objectifs tenaient compte (1) de la sensibilité inhabituelle du ménomini des montagnes à l'ammoniaque ; (2) des différences de sensibilité de ce poisson au cours de sa vie et de la protection des périodes de frai et d'alevinage ; (3) des différences saisonnières dans les débits la l'ammoniaque, leur température et le pH, qui influent tous sur la toxicité du composé ou sur l'exposition du poisson. L'objectif ainsi obtenu était propre à chaque mois et minutieusement réglé pour assurer la protection adéquate du ménomini et, en conséquence, d'autres espèces moins sensibles.

La **concentration de fond** du toxique pourrait être un autre facteur à considérer, mais pas dans le sens d'un relèvement de l'objectif. Les concentrations de fond d'une contamination antérieure d'origine humaine ne devraient pas constituer un motif pour modifier les lignes directrices. Le CCME a pour règle de ne pas autoriser la dégradation de la qualité d'une eau, d'un sédiment ou d'un sol quand cette qualité est supérieure aux lignes directrices canadiennes (CCME, 1991b ; 1993a). Même si les communautés exposées à de faibles concentrations de certaines substances tendent à y adapter leur métabolisme et que les organismes semblent mieux les tolérer, ce n'est pas vrai de toutes les expositions, et on ne devrait pas tenir compte du phénomène (v. § 4.15.2).

Les **effets cumulatifs** de faibles concentrations de certaines matières pourraient n'être évidents qu'après une longue exposition (p. ex. les lésions des poissons de fond exposés aux HAP des sédiments [Valiela et Whitfield, 1988]). Pour de telles substances, les objectifs de qualité du milieu devraient préciser les valeurs moyennes à respecter sur de longues périodes, outre les maximums instantanés. Les lignes directrice nationales précisent parfois de telles limites chroniques.

On devrait toujours prendre ne considération les **autres sources de stress**. Ce pourrait notamment être d'autres toxiques ou des agents non chimiques comme les extrêmes météorologiques, les perturbations, l'exploitation du milieu (récoltes) ou les maladies. Les toxiques multiples constituent la règle plutôt que l'exception dans les sols et les sédiments, où peuvent s'accumuler les substances hydrophobes ou liées aux particules. Si on connaît la gamme des toxiques présents, on pourrait intégrer dans les objectifs une marge de sécurité supplémentaire pour tenir compte d'éventuelles doses additives. Pour les populations en déclin ou montrant des signes de stress causés par l'action humaine ou d'autres facteurs (prédation, maladie, parasitisme, concurrence), une marge de sécurité en sus des lignes directrices pourrait aussi être indiquée.

5.7 Évaluation et réglementation des substances nouvelles

Repères

- *Les « substances nouvelles » sont assujetties à une évaluation obligatoire, de sorte que le risque d'effets sur l'environnement pourra être convenablement géré avant l'approbation et l'utilisation de ces substances.*
- *Au Canada, la réglementation exige jusqu'à trois essais de détermination de la toxicité aiguë pour des organismes aquatiques, ainsi que des renseignements physico-chimiques permettant de prédire la toxicité, la rémanence et la bioaccumulation potentielle.*
- *On peut évaluer la qualité et l'utilité des données toxicologiques d'après les bonnes pratiques de laboratoire et l'adhésion aux méthodes normalisées, aux courbes de toxicité et à la comparaison des résultats d'essais toxicologiques directs avec les prédictions faites à partir des relations entre la structure et l'activité.*
- *On dispose de critères pour déterminer si des données supplémentaires sont nécessaires pour évaluer l'impact d'une substance nouvelle sur l'environnement, mais le jugement professionnel est également important.*
- *L'évaluation comporte une analyse distincte du risque pour l'environnement. L'information toxicologique sert à prédire une concentration sans effet sublétal dans le milieu (la **concentration préoccupante**). On estime ensuite la **concentration prévue dans le milieu**, puis on compare les deux pour déterminer la marge de sécurité.*
- *On utilise souvent un rapport de la toxicité aiguë à la toxicité chronique (RTATC) de 10 pour extrapoler les données expérimentales sur la létalité aiguë à la concentration préoccupante. Les conditions du milieu peuvent parfois modifier la toxicité réelle.*

Les substances nouvelles sont sujettes à une évaluation réglementaire des dangers qu'elles posent pour l'environnement et la santé humaine, avant leur mise en marché au Canada et dans les autres pays de l'OCDE (p. ex. les États-Unis, les membres de la CEE, le Japon et l'Australie). On cherche à cerner les problèmes avant la mise en marché des substance et leur introduction dans l'environnement, avant que le risque ne se matérialise.

Au Canada, on considère une substance comme « nouvelle » si elle *ne* figure *pas* sur un inventaire appelé *Liste intérieure*. Les substances nouvelles sont assujetties à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE). On trouve un exemple instructif de règlement sur les polymères nouveaux, catégorie de substances nouvelles, dans Matheson et Atkinson (1997) ; les méthodes suivies par d'autres pays sont traitées dans d'autres chapitres du même livre (Hamilton et Sutcliffe, 1997).

Les règlements précisent les renseignements, notamment les données expérimentales, qui doivent être déclarés avant la fabrication ou l'importation au Canada de toute substance nouvelle. Pour connaître les détails administratifs et la description du fonctionnement des règlements et de leurs exigences, on consultera les *Directives pour la déclaration et les essais de substances nouvelles : substances chimiques et polymères, en conformité avec le* Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles *de la* Loi canadienne sur la protection de l'environnement (EC et SBESC, 1993).

5.7.1 Données exigées

La liste complète des variables environnementales qu'il pourrait être nécessaire de notifier figure dans le tableau 12, de même que les méthodes souhaitées d'essai. En règle générale, l'évaluation du danger écologique ne recourt pas aux essais classiques sur des mammifères tels que les rongeurs. Ceux-ci sont étudiés par Santé Canada pour évaluer les dangers pour la santé humaine. L'ensemble minimal d'essais toxicologiques comprend des essais de toxicité aiguë, à l'aide d'un poisson ou de *Daphnia* et, dans certaines circonstances, d'algues, quoique d'autres renseignements puissent être considérés (partie a du tableau 12).

La liste comprend certaines propriétés physico-chimiques (parties c et d du tableau 12), et beaucoup peuvent servir à prédire le comportement et le devenir de la substance dans l'environnement. Le déclarant doit aussi décrire le procédé de fabrication, les volumes de production, les modes probables d'utilisation, les voies de pénétration probables dans l'environnement et fournir d'autres renseignements utiles, disponibles ou raisonnablement faciles à obtenir (p. ex. d'une compagnie mère).

5.7.2 Interprétation des données écotoxicologiques

Lorsqu'on évalue les données écotoxicologiques en vue de la déclaration d'une substance nouvelle, l'organisme de réglementation doit effectivement évaluer le risque de façon prédictive à partir de renseignements toxicologiques limités. Les évaluations ne tiennent pas seulement compte de la toxicité, mais aussi des propriétés chimiques pour prévoir le devenir et la rémanence et du partage pour prévoir la bioaccumulation.

La *toxicité inhérente* d'une substance envers un organisme est une propriété fixe, propre à la substance, intrinsèque. La toxicité est souvent décrite par une valeur réciproque, c'est-à-dire une valeur repère telle qu'une CIx ou un critère (ou ligne directrice) de qualité de l'environnement.

Le danger ajoute l'exposition à la notion de toxicité. En écotoxicologie, la prédiction du danger tient compte de l'éventuelle exposition d'organismes aux substances en concentrations potentiellement toxiques. Dans un contexte plus restreint, on parlerait d'*absorption* au lieu d'*exposition*, si cela convient à la substance et à la réalité.

La première étape de l'évaluation du danger que présente une substance nouvelle consiste donc à élaborer un profil de la toxicité à partir duquel on peut établir la ***concentration préoccupante.*** On estime alors la ***concentration prévue dans l'environnement*** et on la compare à la concentration préoccupante (Nabholz *et al.*, 1993). Cette approche est conforme aux principes de la méthode du quotient de danger, dans l'évaluation du risque écologique (Suter, 1993 ; Calabrese et Baldwin, 1993). Elle est conforme aussi au processus d'élaboration des objectifs de qualité de l'eau (v. § 5.6.5).

L'évaluation des substances nouvelles pourrait se poursuivre avec des renseignements restreints sur la toxicité, et l'estimation de la concentration préoccupante pourrait être assortie d'un intervalle de confiance étendu (fig. 13). Au début de l'évaluation, la concentration prévue dans l'environnement pourrait aussi avoir des limites de confiance étendues. À mesure que s'ajoute l'information et que sa qualité s'améliore, les intervalles de confiance rétrécissent (fig. 13).

Lorsque la concentration préoccupante excède la concentration prévue dans l'environnement, la marge de sécurité ou, en termes de risque écologique, le *quotient de danger* est inférieur à l'unité (le quotient de la concentration dans l'environnement à la concentration

Tableau 12. — Renseignements physico-chimiques et toxicologiques exigés pour la déclaration des substances nouvelles, en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement.*

Données exigées	Méthode d'essai
a. Essais de toxicité (substances chimiques et polymères)	
Létalité aiguë pour le poisson	Ligne directrice 203 de l'OCDE ou méthode d'Environnement Canada (EC)
Létalité aiguë pour *Daphnia*	Ligne directrice 202 de l'OCDE ou méthode d'EC
Toxicité pour les algues (polymères seulement)	Méthode d'Environnement Canada ou USEPA (1994a)
Biodégradabilité rapide	Ligne directrice 301 de l'OCDE
b. Essais de toxicité pour les mammifères (substances chimiques et polymères)	
Toxicité aiguë pour un mammifère	Lignes directrices 401, 402 et 403 de l'OCDE
Irritation de la peau	Ligne directrice 404 de l'OCDE
Sensibilisation de la peau	Ligne directrice 406 de l'OCDE
Toxicité de doses répétées	Lignes directrices 407, 410 et 412 de l'OCDE
Mutagénicité	Lignes directrices 471, 473, 474 et 475 de l'OCDE
c. Essais physicochimiques (substances chimiques)	
Point de fusion	Ligne directrice 102 de l'OCDE
Point d'ébullition	Ligne directrice 103 de l'OCDE
Densité	Ligne directrice 109 de l'OCDE
Densité de vapeur	Ligne directrice 104 de l'OCDE
Solubilité dans l'eau	Ligne directrice 105 de l'OCDE
Coefficient de partage entre l'octanol et l'eau	Ligne directrice 107 de l'OCDE
Spectre IR, UV, de masse, ou RMN	Comme il convient
Constante(s) de dissociation	Ligne directrice 112 de l'OCDE
Adsorption-désorption (essai de dépistage)	Ligne directrice 106 de l'OCDE
Hydrolyse en fonction du pH (essai préliminaire)	Ligne directrice 111 de l'OCDE
Granulométrie	Ligne directrice 110 de l'OCDE
Liposolubilité	Ligne directrice 116 de l'OCDE
d. Essais physicochimiques (polymères)	
Nombre-masse moléculaire moyenne	Voir l'annexe 6 des l. dir. sur la déclaration (EC et SC, 1993)
Constituants résiduels, de masse moléculaire de moins de 500 daltons et de 1000 daltons	
Solubilité dans l'eau	
Hydrolyse en fonction du pH	
Spectre UV	
Solubilité dans le *n*-octanol	

préoccupante). Cette marge de sécurité estimée augmenterait normalement avec l'amélioration de la base de renseignements, en raison du rétrécissement des limites de confiance (partie droite de la fig. 13).

Si un ensemble insuffisant de données ne permettait pas de distinguer la concentration préoccupante de la concentration prévue dans l'environnement, l'évaluation serait douteuse (partie gauche de la fig. 13).

Il importe de considérer la situation représentée dans la

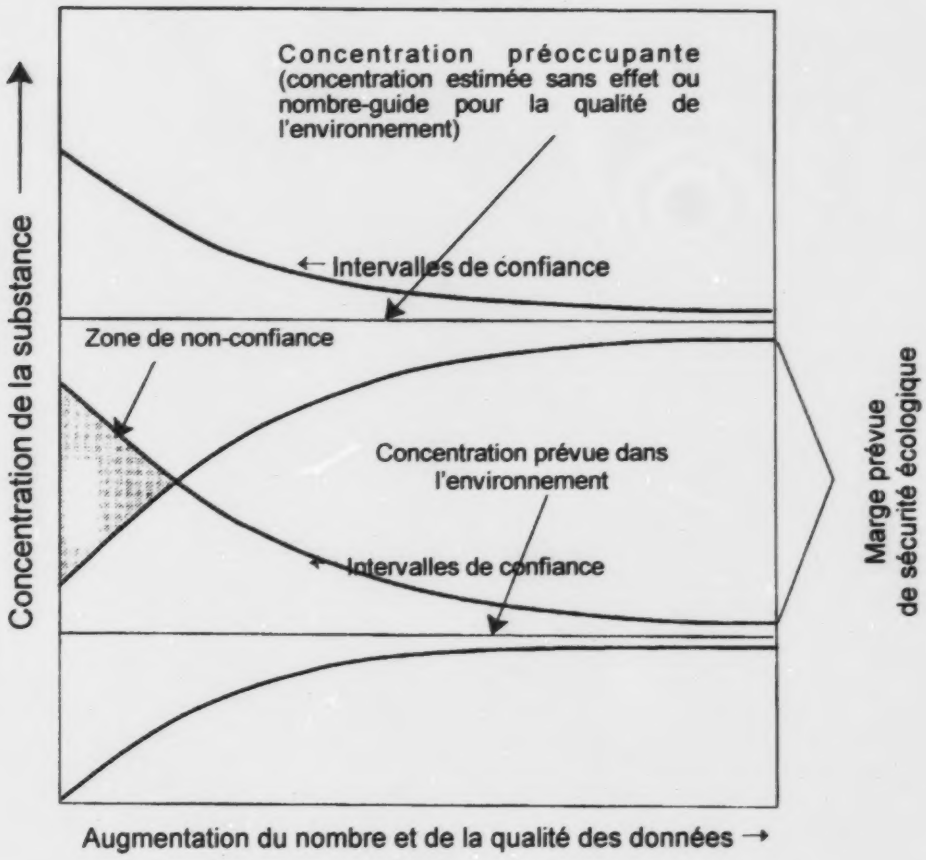


Figure 13. — Évaluation séquentielle du risque et marge prévue de sécurité. La figure montre les limites de plus en plus étroites de confiance des estimations de la « concentration préoccupante » et la concentration prévue dans l'environnement, à mesure que la base de l'information augmente et se bonifie. La « concentration préoccupante » pourrait être une concentration sans effet, déterminée par voie expérimentale ou une concentration inhibitrice (CIx) ou un nombre-guide de la qualité de l'environnement assorti de coefficients de sécurité. Adapté de Cairns *et al.* (1978).

figure 13, lorsqu'on interprète les données sur la toxicité des substances nouvelles. La difficulté consiste à comprendre où se situent les estimations par rapport aux valeurs réelles. On peut estimer ces dernières avec une précision croissante, sans jamais les déterminer exactement. Quelques approches pour vérifier la plausibilité du profil toxicologique et de la concentration préoccupante sont traitées ci-après.

5.7.3 Mesure de la fiabilité du profil toxicologique

Le mécanisme canadien de déclaration pourrait prévoir jusqu'à trois essais écotoxicologiques pour le profil toxicologique, mais des prédictions supplémentaires pourraient être obtenues de la RQSA. L'évaluateur commencerait par examiner la qualité des données déclarées pour déterminer leur validité. Le cas échéant, il pourrait entreprendre de déterminer la concentration préoccupante par extrapolation des résultats à partir des essais en laboratoire. Quatre aspects de l'examen de la qualité sont abordés ci-dessous.

1. Le respect des méthodes d'essai toxicologique. Les données présentées en vertu du *Règlement sur la déclaration des substances nouvelles* sous le régime de la LCPE doivent respecter les *bonnes pratiques de laboratoire (BPL) de l'OCDE*, et on devrait les obtenir en suivant les méthodes d'essai de l'OCDE ou d'autres méthodes acceptables. Les essais toxicologiques sont censés respecter les BPL, vu les efforts récents de

normalisation et les programmes d'agrément des laboratoires. Si une étude ne satisfaisait pas aux exigences des BPL, l'évaluateur devrait examiner les modalités détaillées de l'essai, afin de juger de la fiabilité des résultats pour les besoins de l'évaluation.

Pour établir la fiabilité d'un essai unique de toxicité, les critères de performance les plus pertinents (à l'exception des BPL) sont ceux qu'exposent les méthodes d'essai de l'OCDE (p. ex. OCDE, 1992d), celles d'Environnement Canada (EC, 1990a, c ; 1992d), et les guides connexes (EC, 1990d). On peut répartir les critères dans sept grandes catégories : conditions et méthodes d'essai ; qualité de l'eau ; concentrations d'essai ; témoins et critères ; paramètres de mesure (ou effets mesurés) ; relations entre la dose et la réponse ; analyses des données (Smrchek *et al.*, 1993 ; v. § 3).

On doit user de jugement professionnel dans l'évaluation de la validité d'un essai. L'évaluateur doit décider quelle fréquence est admissible quant aux écarts par rapport à la méthode normale, et certaines dérogations sont plus sérieuses que d'autres. Par exemple, un simple écart de la température à l'extérieur de la plage désirée pourrait ne pas compromettre gravement la qualité de l'essai. Cependant, des températures incorrectes tout au long de l'essai pourraient altérer la vitesse d'absorption du toxique ou augmenter le stress, et être inacceptables.

Sur certains critères cruciaux, on ne devrait faire aucun compromis, n'accepter aucun écart qui modifie sensiblement la biodisponibilité de la substance, ni, normalement les essais fondés sur des concentrations théoriques (non mesurées), puisque les expositions réelles pourraient être gravement faussées et mener à un résultat trompeur. Les écarts par rapport aux concentrations théoriques peuvent résulter de l'erreur humaine, d'une défaillance de l'équipement ou des caractéristiques physico-chimiques. On devrait avoir dosé un ou plusieurs constituants d'un mélange pour en vérifier la dilution. Il est impératif de doser les substances volatiles, hydrolysées ou autrement modifiées. En présence d'agents liants étrangers, comme le carbone organique dissous ou le fer, la méthode chimique doit être conçue pour mesurer le toxique sous sa forme dissoute ou assimilable.

2. Variations temporelles de la toxicité. Dans un essai de létalité aiguë avec des organismes aquatiques, le paramètre le plus significatif est la CL 50 *initiale*, aussi appelée *concentration létale intemporelle, indépendante du temps* ou *concentration létale seuil*. Cette CL 50 ne changera pas par suite du prolongement de l'exposition, parce que l'activité létale aiguë a essentiellement cessé (Fry, 1947). La meilleure façon de déterminer si elle est atteinte consiste à examiner la courbe de la toxicité (fig. 14). Même si cette pratique est peu répandue actuellement, il serait avantageux de s'y mettre, et un groupe de travail international sur l'analyse statistique des essais toxicologiques recommande fortement de recourir à de telles analyses chronologiques (OCDE, 1998a). Passant habituellement pour un paramètre commode et logique, la CL 50 après 96 h constitue, pour de nombreuses substances, une bonne approximation de la CL 50 initiale (Sprague, 1969). Cela n'est pas toujours le cas, cependant, et certaines substances dont l'absorption est lente pourraient prendre plus de temps pour révéler leur pleine toxicité aiguë (v. § 6.4).

Il importe de savoir que la létalité aiguë pourrait être sous-estimée même si l'essai est conforme aux BPL. On devrait examiner les résultats pour vérifier si les mortalités se sont prolongées longtemps pendant l'exposition. Si oui, les mortalités supplémentaires peuvent avoir résulté d'une exposition plus longue, impliquant une CL 50 inférieure et probablement une concentration préoccupante plus faible.

Par exemple, dans la fig. 14, le toxique A semble avoir atteint une asymptote par rapport à l'axe temporel en moins de 96 heures. La mortalité a effectivement cessé et la CL 50 après 96 h est un paramètre utile, une estimation de la CL 50 initiale. Le toxique B ne montre pas d'asymptote, et la mortalité aiguë se serait probablement prolongée de pair avec l'exposition. La CL 50 après 96 h sous-estimerait la létalité aiguë. De telles différences dans la réaction aux toxiques sont nettement importantes dans la détermination des profils de toxicité pour l'évaluation des substances nouvelles. Il serait souhaitable de concevoir des essais de toxicité aiguë comportant la description et l'interprétation de courbes de toxicité.

3. Fiabilité des estimations à partir des RQSA. Les RQSA (v. § 4.6.1) pourraient fournir une information dont on a grand besoin pour évaluer les substances nouvelles. Sous le régime de la LCPE, on peut présenter des estimations de la RQSA à l'appui — et en remplacement même — des résultats des essais toxicologiques. Il importe donc d'établir une certaine mesure de la confiance dans la validité de la toxicité prédite. Aux États-Unis, les RQSA ont été abondamment

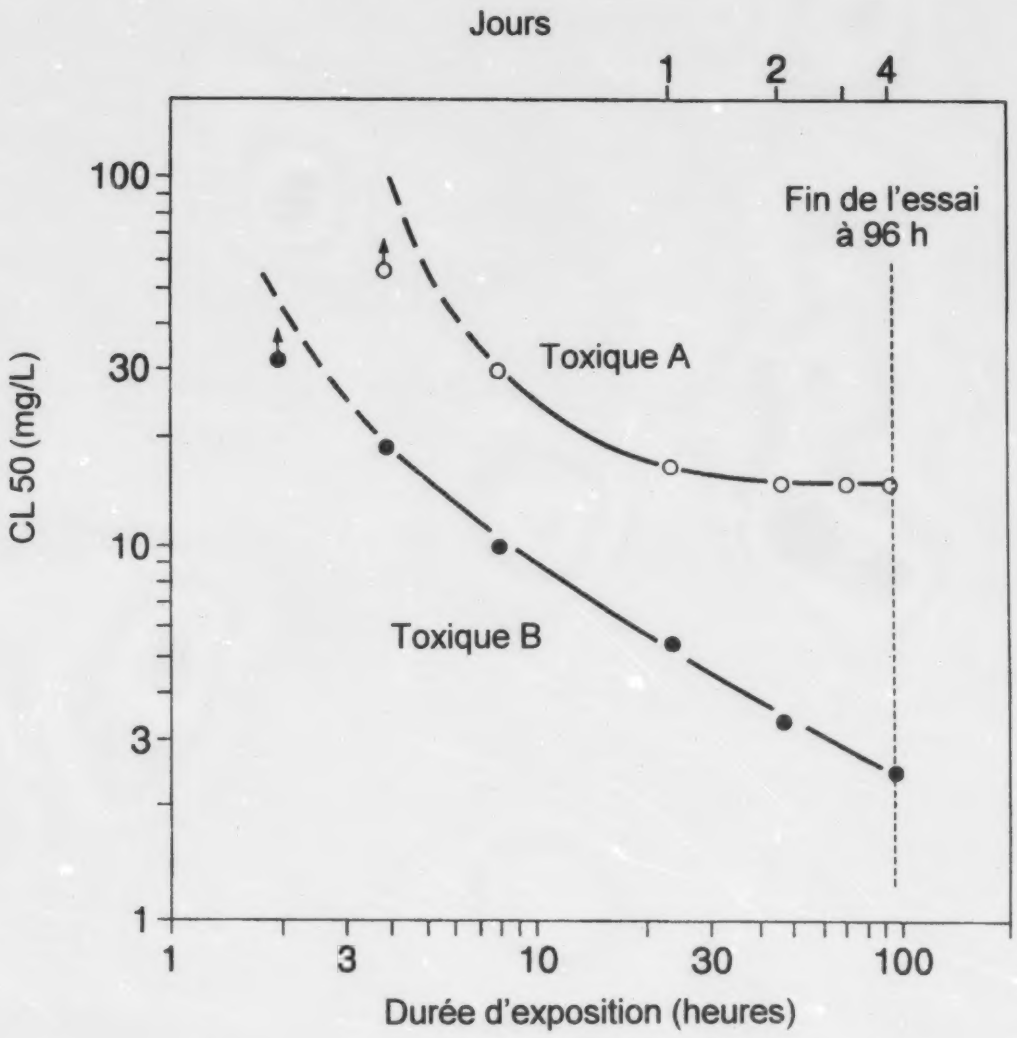


Figure 14. — Courbes de la toxicité de deux toxiques hypothétiques. Chaque courbe est obtenue ajustée à la main à une série de valeurs de la CL 50 découlant de l'observation de la mortalité à des durées successives d'exposition (d'après Sprague, 1985).

utilisées pour évaluer les substances nouvelles en vertu de la *Toxic Substances Control Act*, loi qui n'a jamais exigé d'essais toxicologiques préliminaires de ces substances.

L'OCDE (1992a) a recommandé des critères pour juger de la fiabilité de l'utilisation des RQSA dans l'estimation de la toxicité probable d'une substance nouvelle (§ 4.6). L'OCDE jugeait des plus importants d'établir si les RQSA appliquées à des substances chimiques avaient été élaborées à partir de substances chimiques dont la structure et le mode d'action sont semblables.

On devrait aussi estimer et signaler le degré de confiance dans la toxicité prédite (p. ex. le coefficient de détermination [r^2] de la RQSA originale). Divers programmes informatiques peuvent produire des estimations de la toxicité à partir des RQSA, habituellement accompagnées d'une description de son degré de confiance (p. ex. USEPA, 1994c).

4. Vérification réciproque de la RQSA et de la toxicité mesurée. La RQSA peut fournir un moyen indirect pour évaluer les résultats d'essais toxicologiques. Par exemple, l'évaluateur pourrait déterminer si la CL 50 mesurée

correspond à la RQSA ou si elle est aberrante. La concordance renforcerait la fiabilité apparente de chaque méthode, mais l'évaluateur devrait se méfier de toute CL 50 mesurée qui est aberrante par rapport à la RQSA, avant de l'accepter. Les mesures incohérentes de la CL 50 pourraient avoir l'une des causes décrites dans les trois points précédents (exposition trop courte ou emploi de concentrations théoriques, par exemple).

Si la toxicité mesurée et l'estimation par la RQSA semblent valides toutes les deux, mais diffèrent tout à fait, cela semble indiquer que le mode d'action de la substance diffère totalement de celui dont découle la RQSA [54]. Quand la différence est nette avec une CL 50 apparemment valide, on devrait considérer l'estimation par la RQSA comme suspecte.

5.7.4 Déterminer le besoin d'études approfondies

Le jugement professionnel entre à nouveau en jeu pour décider si la concentration préoccupante pour le milieu peut être estimée avec un degré raisonnable de confiance. Si les données toxicologiques disponibles sont considérées comme valides, il faut ensuite se demander si elles sont suffisantes pour calculer la concentration préoccupante pour le milieu ou si des études supplémentaires sont souhaitables. Il faut faire preuve de bon sens, puisqu'une substance très toxique nécessiterait plus de renseignements qu'une légèrement toxique.

Pour aider à normaliser ce processus, des critères de décision ont été fournis par des organismes de réglementation américain, allemand et international (Walker, 1990 ; Greim *et al.*, 1993 ; OCDE, 1993a). Ces méthodes exigent toutes de fonder les décisions non seulement sur la toxicité, mais aussi sur la rémanence et le potentiel de bioaccumulation. Cela est conforme aux principes de l'évaluation du danger écologique aux termes de la LCPE. Ainsi, les substances sur lesquelles on possède peu de données peu concluantes, que l'on soupçonne d'être fortement toxiques, fortement rémanentes et susceptibles d'une bioaccumulation notable se qualifieraient facilement pour une enquête plus poussée. Différents organismes ont employé divers critères précis pour évaluer ces caractéristiques, afin de décider si des renseignements toxicologiques additionnels étaient nécessaires. Habituellement, comme c'est le cas sous le régime de la LCPE, l'exigence première concerne l'information sur la toxicité aiguë.

5.7.5 Extrapolation aux concentrations préoccupantes

Si le profil de toxicité mesuré en laboratoire est accepté pour une substance nouvelle, l'évaluateur doit alors l'extrapoler pour obtenir la concentration préoccupante pour le milieu. On se bornera alors à utiliser le RTATC, (ou son inverse, le coefficient d'application ; v. § 4.2.1 et 4.2.2), puisqu'ils s'appliquent à de petits ensembles de données. Des méthodes fondées sur la loi de distribution nécessiteraient des données plus nombreuses (§ 4.2.4).

Habituellement et par défaut, on divise la concentration létale par 10 afin d'estimer la concentration sublétale préoccupante (Nabholz *et al.*, 1993). Cette méthode a été validée dans une certaine mesure par comparaison des résultats avec ceux de méthodes fondées sur la loi de distribution (OCDE, 1992b). Calabrese et Baldwin (1993) ont laissé entendre que les substances assimilées lentement pourraient ne pas atteindre la stabilité interne au cours d'un essai de mesure de la létalité aiguë et qu'un RTATC de plus de 10 serait plus approprié comme diviseur. En cas de modes d'actions différents pour les effets létaux et sublétaux, l'extrapolation au moyen d'un RTATC arbitraire pourrait ne pas convenir. Pour les anilines, par exemple, le RTATC utilisé est plus justement de valeur plus grande (OCDE, 1992b), vu leur non-concordance avec la RQSA (OCDE, 1992a).

La figure 15 montre comment les extrapolations du laboratoire au terrain peuvent donner une marge de sécurité excessivement prudente ou insuffisante pour la protection. À gauche est présentée une situation hypothétique dans laquelle la concentration préoccupante (observée en laboratoire) est relativement proche de la concentration prévue dans le milieu. Sur le terrain cependant, d'autres conditions atténuent la toxicité en chélatant la substance et en réduisant sa biodisponibilité. La marge de sécurité réelle augmente donc. À droite, la situation est inverse. Une marge de sécurité que l'on prévoit grande est réduite sur le terrain par des facteurs aggravant la toxicité : au moins deux toxiques ou agents de stress combinent leur action (*synergie*, ne sous-entendant pas nécessairement une toxicité *plus qu'additive*). Le phénomène pourrait aussi résulter de facteurs tels que l'eau non dure, qui augmenterait la toxicité des métaux.

Bref, bon nombre de résultats empiriques montrent que la

---

54. Un premier critère d'écart facilement applicable pourrait être l'absence de recouvrement des limites de confiance à 95 % de la CL 50 et de la concentration toxique estimée à partir de la RQSA.

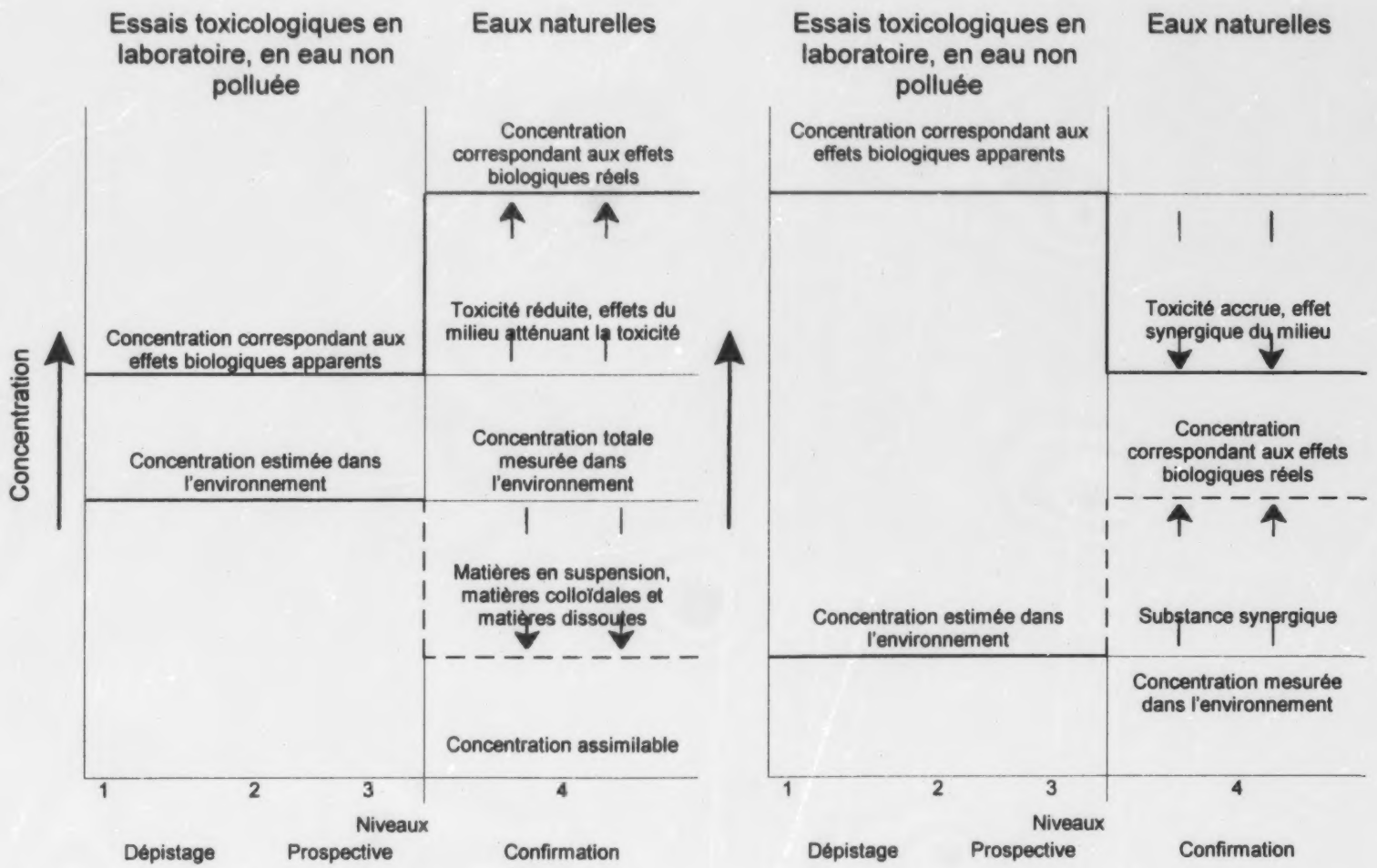


Figure 15. — Situations hypothétiques où le terrain modifie les marges de sécurité. À gauche, la marge de sécurité, assez petite, prédite d'après la toxicité mesurée en laboratoire, est en réalité augmentée par les facteurs atténuants de la toxicité dans l'eau de surface. À droite, la marge de sécurité prévue, assez grande, est néanmoins réduite par la présence d'autres toxiques et d'agents de stress qui agissent en synergie avec le polluant. Adapté de Cairns *et al.* (1978).

multiplication par 10 des résultats des essais de létalité aiguë sur des organismes aquatiques fournit généralement une estimation fiable et modérément prudente des seuils d'effet sublétal dans l'environnement (§ 4.2.1, 4.2.2, et 4.1). Cependant, des facteurs augmenteraient ou diminueraient la toxicité, nécessitant l'utilisation d'un RTATC plus grand ou plus petit pour l'évaluation des substances nouvelles.

5.8 Évaluation des substances d'intérêt prioritaire au sens de la LCPE

Repères

- *Les substances figurant sur la* liste prioritaire *doivent être évaluées afin de déterminer si elles sont toxiques au sens de l'article 11 de la LCPE.*
- *Environnement Canada effectue les évaluations environnementales, et Santé Canada les évaluations du risque pour la santé humaine.*
- *Les évaluations environnementales comportent trois grandes étapes : l'énoncé du problème ; l'analyse de la pénétration, de l'exposition et des effets ; la caractérisation du risque.*
- *La caractérisation des effets détermine la valeur critique de la toxicité pour chaque type d'organisme considéré comme à risque. On utilise cette valeur dans la caractérisation du risque pour calculer des valeurs estimées sans effet, lesquelles sont ensuite comparées aux expositions estimées afin de déterminer si la substance est toxique au sens de la LCPE.*
- *La caractérisation des effets peut se fonder sur la prépondérance de la preuve qui intègre, en tout ou en partie, les éléments suivants : essais monospécifiques ou plurispécifiques de toxicité ; essais sur le terrain ; partage à l'équilibre ; RQSA.*
- *La caractérisation des effets peut englober plusieurs espèces, notamment les organismes terrestres, pélagiques, benthiques et ceux des eaux souterraines, tout dépendant de la répartition de la substance dans l'environnement.*
- *Les domaines d'incertitude doivent être cernés pour la caractérisation du risque.*

5.8.1 Contexte

L'article 12 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE)* exige des ministres de l'Environnement et de la Santé qu'ils dressent et publient une liste dite *prioritaire*. Les substances y figurant doivent subir une évaluation afin de déterminer si elles sont toxiques au sens de l'article 11.

> *Pour l'application de la présente partie, est toxique toute substance qui pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à :*
>
> *a) avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ;*
>
> *b) mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie humaine ;*
>
> *c) constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.*

Les substances jugées « toxiques » sont soumises à une gestion du risque dans laquelle le gouvernement fédéral, avec l'apport des provinces, de l'industrie et du public, détermine, au besoin, les mesures nécessaires pour atténuer les effets.

5.8.2 Évaluation environnementale

Les évaluations environnementales peuvent être complexes. Elles visent à protéger un grand nombre d'espèces qui pourraient être affectées par une substance, soit directement, soit en perturbant la structure ou le fonctionnement de l'écosystème. Il existe un guide pour effectuer les évaluations environnementales en vertu du programme des substances d'intérêt prioritaire (EC, 1997f). Les § 5.4 et 5.5.1 du présent document traitent de l'évaluation environnementale et de l'évaluation du risque écologique.

L'évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire comprend trois grandes étapes principales : l'énoncé du problème ; l'analyse de la pénétration, de l'exposition et des effets ; la caractérisation du risque. Une approche à plusieurs niveaux aide à terminer l'évaluation au degré exigé pour la prise de décisions efficaces. Aux niveaux 1 et 2, on utilise respectivement des estimations très prudentes et prudentes de l'exposition et des effets pour déterminer si la substance est susceptible ou non d'endommager l'environnement. Au niveau 3, on compare la répartition de l'exposition et des effets plutôt que des estimations ponctuelles. L'approche étagée est traitée plus amplement sous la rubrique « caractérisation du risque ». Les substances naturelles font l'objet d'une analyse particulière.

L'énoncé du problème repose sur l'analyse des voies de pénétration et l'identification des organismes sensibles

(*récepteurs*) assujettis à un risque élevé. Puisqu'on ne dispose pas toujours de données sur la toxicité pour ces espèces, les *paramètres de mesure* disponibles servent à estimer les effets qu'elles subiront. On détermine habituellement ces paramètres de mesure par des essais toxicologiques en laboratoire sur des espèces apparentées ou en menant des études sur le terrain. Un *modèle conceptuel* décrit les comportements et les effets possibles de la substance dans l'écosystème. On identifie aussi, dans l'énoncé du problème, les lacunes à combler dans les données afin de parachever l'évaluation environnementale.

À l'étape de **l'analyse,** on caractérise trois phénomènes : la pénétration, l'exposition et les effets. On caractérise la pénétration afin de déterminer les sources, les emplacements et les quantités, naturelles et anthropiques, de la substance pénétrant dans l'environnement canadien. On tient alors compte de tous les stades du cycle de vie de la substance. L'information alors obtenue peut servir à affiner l'énoncé du problème, à mieux caractériser l'exposition et à élaborer des mesures d'atténuation pendant la gestion du risque. On caractérise l'exposition afin de déterminer la *valeur estimée de l'exposition (VEE)* ou la distribution de l'exposition pour chaque espèce considérée. Pour la faune, l'exposition peut s'exprimer par la dose journalière totale, la concentration dans le milieu ou le résidu dans un tissu. Pour les substances naturelles, il est nécessaire d'estimer la concentration naturelle de fond dans les zones préoccupantes. On caractérise les effets pour déterminer la *valeur critique de la toxicité (VCT)* ou la distribution des effets pour chaque espèce considérée. La VCT exprime quantitativement un faible effet toxique tel que la CI 25. Les effets peuvent être déterminés par des études sur des essais mono- ou plurispécifiques, des études sur le terrain ou des charges « corporelles » critiques. Pendant la caractérisation des effets, on examine les effets potentiels des substances d'intérêt prioritaire sur la destruction de l'ozone stratosphérique, sur la formation d'ozone troposphérique et sur le réchauffement planétaire, mais comme ces effets ne concernent pas directement l'écotoxicologie, le présent document ne s'y arrête pas.

La caractérisation du risque, troisième étape de l'évaluation environnementale d'une substance d'intérêt prioritaire, procède par niveaux. Au niveau 1, on divise la VEE de la pire éventualité par *la valeur estimée sans effet observé (VESEO)*. Cette VEE est généralement la concentration maximale observée ou estimée dans l'environnement au Canada, tandis que la VESEO est le quotient de la VCT divisée par un coefficient choisi de façon à donner une valeur très peu susceptible de causer des effets néfastes pour l'espèce considérée. Si VEE/VESEO < 1, la substance n'est pas considérée comme toxique au sens de l'article 11 de la LCPE. S'il est de 1 ou plus, l'évaluation passe au niveau 2 : l'analyse plus poussée de l'exposition et des effets afin de calculer un quotient toujours prudent mais plus « réaliste » que le quotient très prudent calculé au niveau 1. Si le quotient du niveau 2 est inférieur à 1, la substance est considérée comme non toxique. S'il est de 1 ou plus, l'évaluation passe au niveau 3 : la comparaison des distributions de l'exposition et des effets afin d'obtenir une idée plus complète de la nature des effets possibles sur l'environnement. La substance est considérée comme toxique si l'évaluation du niveau 3 établit que des effets néfastes sont susceptibles de s'exercer sur l'espèce considérée. On utilise une analyse particulière pour les substances naturelles, qui tient compte des concentrations naturelles de fond et de la possibilité de tolérance accrue de la substance par les organismes normalement trouvés dans les zones naturellement enrichies.

5.8.3 Recommandations générales pour la caractérisation des effets

Les essais toxicologiques devraient porter sur des espèces canadiennes ou des espèces très apparentées, afin de réduire au minimum l'incertitude liée aux différences de sensibilité entre espèces. De même, on devrait les effectuer dans des conditions applicables à l'environnement canadien. On devrait disposer de données toxicologiques provenant d'un large éventail de niveaux trophiques afin d'identifier les types et l'amplitude des effets toxiques et les populations, communautés et processus de l'écosystème particulièrement sensibles à la substance. Lorsqu'une exposition chronique est probable, on préfère calculer la VCT à partir des résultats d'études sur tout le cycle de vie, à défaut desquels on peut utiliser les résultats d'études sur des cycles de vie incomplets, mais sur les stades les plus sensibles (OCDE, 1993d). Si on dispose seulement de données sur la toxicité aiguë, celles-ci peuvent servir de base à la détermination de la VCT (p. ex. la CL 50, la CE 50 ou la CI 25 sublétale aiguë).

Les données toxicologiques doivent être évaluées de façon critique, puisque seules les études d'une qualité acceptable peuvent servir à déterminer la VCT. (Le § 3.1 traite de l'assurance de la qualité). Chaque fois que c'est possible, on devrait, pour caractériser les effets, utiliser des études toxicologiques utilisant des méthodes normalisées d'essai,

élaborées par des organismes comme EC, l'USEPA et l'OCDE. Si d'autres méthodes sont utilisées, il faut en décrire le mode opératoire avec suffisamment de détail pour pouvoir évaluer la fiabilité des résultats. Si aucune étude acceptable n'est disponible, une recherche pourrait fournir les données toxicologiques essentielles.

Il faut signaler les causes d'incertitude des données toxicologiques. On tient compte de ces incertitudes dans la sélection des coefficients ou l'analyse de l'incertitude au cours de la caractérisation du risque.

5.8.4 Types de données utilisées dans la caractérisation des effets

Les VCT sont le plus souvent calculées à partir des résultats d'essais monospécifiques. Les études sur le terrain, les essais plurispécifiques (notamment en microcosmes et en mésocosmes), les déterminations de la charge « corporelle » critique, les RQSA et les estimations du coefficient de partage à l'équilibre peuvent aussi fournir de précieux renseignements. Si c'est possible, on devrait utiliser plusieurs de ces méthodes ensemble, pour estimer le risque par la prépondérance de la preuve (v. § 4.4).

Les essais monospécifiques sont excellents pour déterminer la toxicité d'une substance dans un milieu particulier (p. ex. l'eau, les sédiments ou les sols) dans des conditions précises. Cependant, ils ne sont pas conçus pour intégrer l'étude simultanée de la toxicité et des divers processus de partage et de transformation chimique. Leur utilité pour déterminer les effets éventuels dans le milieu naturel dépend de la mesure dans laquelle on peut extrapoler les résultats directement aux systèmes naturels et de la reproductibilité des essais (Cairns, 1992).

Les études sur le terrain et les essais plurispécifiques en microcosmes ou mésocosmes peuvent servir à déterminer les effets toxiques dans des conditions qui simulent plus fidèlement celles du milieu naturel. Ils peuvent aussi révéler des effets secondaires résultant de l'interaction entre les espèces (OCDE, 1995a ; § 4.1 et 6.3 du présent document). Les études sur le terrain sont particulièrement utiles à l'évaluation environnementale de mélanges et d'effluents, où les liens causaux directs pourraient être difficiles à établir en laboratoire. Cependant, les études sur le terrain et les essais plurispécifiques ont leurs inconvénients. Il faut un certain temps pour que les espèces qui en font partie se stabilisent, et ils sont généralement plus coûteux que les essais monospécifiques (USEPA, 1992a). Les communautés naturelles sont difficiles à maintenir ; des extinctions et des changements de structure peuvent se produire, indépendamment du toxique étudié (Buikema et Voshell, 1993). Il peut être difficile de déterminer les effets d'un toxique par des études sur le terrain à cause des différences de qualité des habitats d'une zone à l'autre, des variations naturelles des conditions du milieu, de la présence d'agents de stress non décelés et des déplacements des organismes, qui entrent dans la zone à l'étude et en sortent (USEPA, 1992b).

La *charge critique (CC)* est la concentration tissulaire minimale correspondant à un effet défavorable chez un organisme. Elle peut être un paramètre utile dans les études de la toxicité aiguë, puisqu'elle se mesure directement, sans les problèmes reliés à l'estimation de la biodisponibilité et de l'accumulation. Quand on la connaît, on devrait la comparer aux données sur les résidus tissulaires ou sur les charges mesurées sur le terrain. Ces données peuvent servir de base à l'évaluation du risque ou à expliquer d'autres effets apparents, par la prépondérance de la preuve. Bien que la CC de substances organiques ait été reliée à la toxicité aiguë de narcotiques chez des organismes aquatiques, plus de recherche est nécessaire avant d'appliquer généralement ce concept à d'autres modes d'action toxique (McCarty et Mackay, 1993 ; § 6.4 du présent document).

Les RQSA (§ 4.6) peuvent servir à prédire les effets des substances en l'absence de données empiriques. On les établit pour des groupes de substances que différencie leur mode d'action, lequel est variable selon la structure de la molécule et les propriétés physico-chimiques. Les RQSA ne s'appliquent qu'aux substances faisant partie d'un groupe particulier. Elles peuvent servir à établir des estimations préliminaires de la toxicité à l'étape de l'énoncé du problème, à corroborer les données empiriques, à déterminer la nécessité d'essais supplémentaires ou elles peuvent s'ajouter à d'autres preuves devant conduire à la sélection d'une VCT.

Par la méthode du coefficient de *partage à l'équilibre* ($P_{éq}$), on estime la toxicité des substances organiques hydrophobes, non polaires et non ioniques pour les organismes benthiques ou ceux du sol, en utilisant les données toxicologiques relatives à des organismes aquatiques nageurs (Di Toro *et al.*, 1991 ; van de Plassche et Bockting, 1993). Il faut connaître le K_{oe} de la substance et la teneur en carbone organique du milieu solide, et on pose qu'un équilibre chimique s'établit entre

l'eau de porosité, le carbone organique en phase solide et les organismes résidants. On pose aussi que les organismes dans le milieu contaminé ont la même sensibilité à la substance que les organismes nageurs. L'incertitude liée à ces hypothèses limite souvent l'utilité de cette méthode (Chapman, 1989b). Les valeurs de l'effet ainsi estimées peuvent servir de valeur de présélection, quand on énonce le problème ou d'élément d'une approche axée sur la prépondérance de la preuve pour la sélection d'une VCT.

5.8.5 Détermination des valeurs critiques de toxicité

Par ordre de préférence, la VCT peut prendre la forme : de la CI 25 (ou d'une valeur plus faible comme la CI 10 si on l'a déterminée de façon fiable) ; de la concentration minimale avec effet observé (CEMO), si on ne peut pas calculer de CI 25 ; ou d'une valeur efficace médiane (p. ex. la CL 50) si la CI 25 ou la CEMO ne peuvent pas être calculées.

Il est avantageux de déterminer la VCT au moyen d'estimations ponctuelles (p. ex. la CI 25) plutôt qu'avec des estimations comme le quotient CSEO/CEMO obtenu par vérification d'hypothèses. Les avantages, décrits dans les § 2.5.2 et 2.5.3, ont été signalés par beaucoup d'auteurs (p. ex. Stephan et Rogers, 1985 ; Pack, 1993 ; Suter, 1996).

Un inconvénient majeur des paramètres obtenus par vérification d'hypothèses est que la CEMO est restreinte à l'une des concentrations choisies pour les essais. D'un essai à l'autre, la CEMO n'offre pas nécessairement une mesure constante de l'amplitude des effets, représentant peut-être 5 % d'effet dans un essai, et plus de 50 % dans un autre. Un plan d'expérience ou un mode opératoire déficient pourraient résulter en une estimation de la toxicité trop faible de la substance, puisque même de fortes baisses de la survie ou de la croissance pourraient ne pas être statistiquement significatives. Les tests d'hypothèses se privent d'une information précieuse que peut fournir la courbe de la relation entre la dose et la réponse comme la pente. Dernier inconvénient : on ne peut estimer d'intervalle de confiance pour la CEMO.

Par contraste, les valeurs ponctuelles estimées peuvent être n'importe quelle concentration dans l'intervalle éprouvé. Un plan d'expérience ou un mode opératoire déficients élargiront l'intervalle de confiance, sans cependant modifier la valeur de la CIp estimée. Les estimations ponctuelles exigent que l'on spécifie le modèle de la relation dose/réponse (logistique, probit, étagé). Les approches plus perfectionnées combineraient ce modèle à une régression afin d'obtenir l'estimation ponctuelle souhaitée de l'effet.

Les points suivants résument la façon de calculer la VCT (pour plus de précisions, v. EC, 1997f). Pour chaque approche ou méthode, il faut s'assurer que les hypothèses ont été respectées et que leurs limites ont été comprises.

- Pour les études toxicologiques utilisées pour calculer la VCT, on devrait estimer les courbes dose/réponse avec leurs limites de confiance.
- L'indice *p* de la CIp de la courbe dose/réponse estimée ne devrait pas être inférieur à 25, sauf si la CIp est estimée par interpolation (Moore et Caux, 1997).
- En général, une régression non linéaire est préférable à une régression linéaire pondérée. Sauf raisons impérieuses, on devrait convertir les concentrations ou doses en $\log_{10}$. On doit vérifier le modèle au moyen d'un test statistique de conformité, et si cette dernière n'est pas adéquate ($p < 0,05$), on ne devrait pas utiliser les résultats.
- Si on utilise une CEMO ou une CSEO comme VCT, on devrait divulguer le nombre de répétitions, la variance, α, β, et les intervalles entre les doses. En général, les CEMO sont préférables aux CSEO, et les concentrations seuils d'un effet produit ne sont pas utilisées pour calculer la VCT.

5.8.6 Types d'organismes et compartiments de préoccupants de l'environnement

L'évaluation d'une substance dans les habitats aquatiques utilisera probablement des données sur les organismes pélagiques provenant pour la plupart d'essais monospécifiques. Un grand nombre de méthodes normalisées ont en effet été élaborées pour ces organismes (§ 3.2.1). Les résultats d'études sur le terrain et d'essais plurispécifiques peuvent aussi être utiles à la caractérisation des effets directs et indirects des substances sur les organismes pélagiques dans des conditions naturelles ou quasi naturelles. L'approche utilisant les charges « corporelles » critiques (CC) est particulièrement appropriée lorsqu'il est difficile de déterminer la concentration assimilable d'une substance en milieu aquatique.

Dans le cas des sédiments en eau douce, marine et estuarienne, un certain nombre d'approches ont été élaborées pour évaluer l'impact toxicologique des substances (VKI et RIVM, 1995 ; § 4.11). Grâce à des

essais toxicologiques sur des sédiments enrichis, on établit les liens causaux entre les organismes exposés et les concentrations enrichies de substances ou de mélanges. À défaut de résultats d'essais toxicologiques sur des sédiments enrichis, on devrait chercher, par la prépondérance de la preuve, à établir des correspondances entre les concentrations d'une substance dans les sédiments et les effets biologiques défavorables observés. Ces correspondances peuvent se fonder sur des données sur les coïncidences obtenues en laboratoire, par des essais sur des sédiments prélevés sur le terrain et renfermant des mélanges de substances. Le CCME (1995) discute de l'approche fondée sur les coïncidences, d'après les travaux de Long (1992), de Long et Morgan (1990), et de Long et MacDonald (1992). Parmi les autres approches fondées sur les coïncidences, on compte les *seuils d'effets apparents*, la triade de qualité des sédiments et les évaluations officieuses des réactions chimiques et biologiques (USEPA, 1992c). L'évaluation de la structure de la communauté benthique est un autre moyen de comparer la communauté d'une station de référence et celle d'un lieu contaminé. (Des exemples de cette méthode sont donnés par Diaz, 1992 ; La Point et Fairchild, 1992 ; Persaud *et al.*, 1992 ; Reynoldson et Zarull, 1993 ; Reynoldson *et al.*, 1995.). La méthode du coefficient de partage à l'équilibre (v. § 5.8.4) peut être utilisée quand la phase solide du sédiment renferme plus de 0,2 % de carbone organique.

L'eau souterraine peut contenir une communauté diversifiée, notamment des bactéries, des protozoaires et des invertébrés micro- et macroscopiques, notamment des copépodes et des amphipodes (Botosaneanu, 1986 ; Danielopol, 1992 ; Marmonier *et al.*, 1993). Il n'existe aucune méthode normalisée d'essai toxicologique pour les organismes des eaux souterraines, et les publications se bornent aux descriptions des effets sur la minéralisation bactérienne et aux essais de toxicité aiguë pour les invertébrés des eaux souterraines (Notenboom *et al.*, 1994). Quand on ne dispose pas de données sur la toxicité de l'eau souterraine, on peut utiliser des espèces de remplacement tels que les crustacés d'eau de surface, pour estimer la VCT pour des espèces fonctionnellement semblables (Notenboom *et al.*, 1994 ; § 4.12.3).

Les organismes terrestres (du sol) comprennent, pour les besoins de l'évaluation, les végétaux, les micro-organismes, les invertébrés qui passent au moins une partie de leur vie dans le sol. Les mammifères, les oiseaux, les reptiles et les amphibiens sont évalués séparément en tant que faune (v. l'alinéa suivant). Il existe plusieurs approches pour évaluer les effets des substances d'intérêt prioritaire sur les organismes terrestres, notamment les essais mono- et plurispécifiques, ainsi que les études sur le terrain. Des méthodes ont été élaborées pour évaluer les effets toxiques sur les vers de terre et les plantes terrestres (OCDE, 1993d ; USEPA, 1985b ; v. aussi § 4.12). L'Organisation internationale de lutte biologique dispose de plusieurs méthodes normalisées pour évaluer les effets sur les insectes terrestres. Les organismes terrestres peuvent absorber les toxiques par ingestion, contact cutané ou inhalation des gaz et des fines particules, tandis que les végétaux peuvent aussi les absorber par les racines et les feuilles. En conséquence, il faut étudier la répartition de la substance dans les compartiments terrestres et les modes de vie des organismes afin de déterminer la pertinence des résultats des essais toxicologiques. Si les données sur la toxicité pour les terricoles exposés principalement par l'eau de porosité sont insuffisantes, on peut, pour estimer les effets, utiliser des données portant sur des espèces aquatiques (VKI, 1994).

Pour les besoins de l'évaluation, on entend par « faune » les mammifères, oiseaux, amphibiens et reptiles sauvages. Environnement Canada a élaboré un modèle pour estimer la dose journalière d'une substance pour la faune dans des conditions d'exposition à plusieurs milieux. Quand on peut établir des liens causaux clairs, les études sur le terrain sont préférables pour déterminer la VCT. À défaut de ces études, on peut utiliser les travaux de laboratoire, de préférence avec une espèce faunique. Les méthodes d'essais sur la faune ont fait l'objet d'une synthèse par Hoffman *et al.* (1995). Les évaluations de la faune mammalienne reposent massivement sur les données de laboratoire obtenues à l'occasion d'évaluations portant sur les humains (Hodgson et Levi, 1987), quoique l'USEPA ait des méthodes d'essais pour le vison *Mustela vison* et le furet *Mustela putorius furo*. Les méthodes pour les oiseaux comptent des essais rapides des effets aigus sur le régime alimentaire, des effets chroniques sur la reproduction, des effets embryotoxiques ou tératogènes, des effets sur le comportement et des essais axés sur le terrain. Il n'existe pas de méthode standard pour les amphibiens.

Pour la faune, les données sur la toxicité pour la fonction de reproduction et le développement ainsi que sur la réduction de la survie sont préférables, car elles décrivent directement les effets éventuels sur les populations. Les

perturbations biochimiques ou physiologiques comme celles du système endocrinien, la génotoxicité et l'immunodépression peuvent aussi avoir de graves répercussions sur les populations fauniques. Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada a mis sur pied un groupe de travail pour examiner ces questions. En plus des effets toxiques directs, les évaluations environnementales doivent aussi tenir compte des effets indirects que peut avoir une substance sur la faune en modifiant les comportements, en raréfiant les sources de nourriture ou en dégradant l'habitat.

5.9 Évaluation des produits de consommation

Repères

- *Le programme* Choix environnemental[MD] *d'Environnement Canada vise à aider les consommateurs à choisir les produits manufacturés les plus écologiques. Il vise aussi à encourager des pratiques industrielles écologiques.*
- *Le processus de cotation d'une catégorie de produits comprend l'examen du cycle de vie du produit : énergie et matières premières utilisées dans sa fabrication, quantité et qualité des déchets de fabrication, effets sur l'environnement de l'utilisation et de l'élimination du produit.*
- *Les essais toxicologiques comptent parmi les éléments de la cotation. Il peut s'agir d'essais sur le produit ou sur les déchets créés par sa fabrication (sous-produit).*
- *Les produits nettoyants d'usage général subissent une vérification de leur toxicité létale et sublétale au moyen d'une batterie d'essais en milieu aquatique. Les concentrations réalistes testées correspondent à un usage allant du normal à l'extrême.*
- *Les usines de papier pour usages sanitaires doivent respecter les règlements canadiens sur les effluents. Les usines sont ensuite cotées selon diverses normes de qualité, notamment la toxicité sublétale de l'effluent pour le poisson. Le résultat est exprimé par le coefficient de flux de toxicité (CFT), c'est-à-dire le degré de toxicité multiplié par le volume de rejet par unité de produit.*

Le but du Programme *Choix environnemental*[MD] (PCE) d'Environnement Canada est d'établir des lignes directrices pour les produits de consommation écologiques. Les produits respectant ces lignes directrices portent un label officiel les désignant comme plus écologiques que d'autres dans leur catégorie. On veut ainsi permettre aux consommateurs avertis, qui ne peuvent enquêter sur les effets environnementaux de chaque produit, de choisir ceux qui perturbent le moins l'environnement.

Le programme fournit aussi à l'industrie un incitatif commercial pour améliorer ses procédés. Il examine le cycle complet du produit : énergie et matières premières utilisées dans sa fabrication, quantité et qualité des déchets, effets sur l'environnement du produit et de son élimination. Certaines lignes directrices établissent des critères pour une ou deux catégories seulement. D'autres en établissent pour chaque catégorie applicable, des points sont attribués à chaque catégorie, et le pointage total constitue un indice condensant les principaux effets du produit sur l'environnement. Les critères sont conçus de façon à ne labelliser que la tranche des 20 % de produits les plus écologiques de leur catégorie. Les produits qui satisfont aux critères sont autorisés à porter le label *Éco-Logo*[MD], trois colombes enlacées en une figure évoquant la feuille d'érable.

Les critères les plus complets sont ceux des papiers pour usages sanitaires (papier hygiénique, essuie-tout, mouchoirs et serviettes de table). Le barème de cotation tient compte des renseignements sur la toxicité de l'effluent et de sa DBO, de la consommation d'énergie et de ressources naturelles et de la production de déchets solides.

Les résultats des essais toxicologiques ont été utilisés ou envisagés par le Programme pour plusieurs catégories de produits comme les produits nettoyants d'usage général, les produits du papier, l'huile à moteur deux-temps, les lubrifiants de tronçonneuse. Le paragraphe qui suit décrit les grandes lignes de l'utilisation des essais toxicologiques dans le Programme, et il donne des exemples pour deux catégories de produits.

5.9.1 Essais toxicologiques et évaluation des produits

Les données toxicologiques doivent être utilisées judicieusement afin de bien coter les produits et leurs procédés de fabrication. En général, deux sortes d'essais toxicologiques peuvent être utilisées : des essais sur le produit lui-même (comme pour les nettoyants d'usage général) et des essais sur les effluents d'usine (p. ex. de pâtes et papiers). Faire la synthèse des données sur la toxicité pour le Programme soulève les mêmes questions que la création d'un indice de toxicité (§ 4.5) : doit-on

tenir compte des toxicités létale et sublétale ? Quel poids accorder aux différents essais ? Quelle est la masse rejetée de toxique ? Comment intégrer la fréquence et la durée des épisodes de toxicité ?

Produits nettoyants d'usage général. — Les essais toxicologiques visant à coter ces produits suivent les principes de base décrits dans la section 2. En particulier, on cite les méthodes normalisées, et l'évaluation repose sur une batterie d'essais en milieu aquatique portant sur trois espèces ou plus, de genres et de niveaux trophiques différents (p. ex. une bactérie ou une algue, un invertébré et un poisson). On communique ces paramètres de létalité et de sublétalité. Alors que la létalité est nettement nuisible, l'effet le plus probable de ces produits sur la nature sera des effets sublétaux à long terme sur la croissance, la physiologie et le rendement de la reproduction et d'autres aspects de la santé. Certaines méthodes normalisées, comme l'essai de 7 j sur *Ceriodaphnia*, permettent d'évaluer à la fois des paramètres de toxicité létale et sublétale.

Les essais sur les produits nettoyants d'usage général peuvent porter sur des ingrédients isolés ou sur la préparation complète, diluée selon les recommandations du fabricant. Dans ce dernier cas, les degrés de toxicité se fondent sur des essais effectués sur dix produits représentatifs par le Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada (Bermingham *et al.*, 1995).

La concentration testée doit être raisonnable, puisque n'importe quelle substance peut être toxique en concentration suffisante. Il est inutile de comparer les produits à des concentrations qu'on ne rencontrera jamais dans l'environnement. Les concentrations extrêmement élevées ne surviennent qu'à l'occasion de déversements, parfois importants mais brefs et localisés. Les produits nettoyants d'usage général sont testés dans une gamme de concentrations susceptibles de survenir par suite d'une utilisation domestique ou commerciale. Cette gamme encadre la dilution normale du produit, calculée à partir du mode d'emploi, et comporte une marge pour tenir compte d'éventuelles surconcentrations.

Papiers pour usages sanitaires. La toxicité de l'effluent est l'un des critères auxquels doivent satisfaire les fabriques de pâte, en vertu du volet du Programme Choix environnemental visant les papiers pour usages sanitaires : (1) les fabriques qui ne se conforment pas à tous les règlements fédéraux sur les effluents, notamment à l'absence de toxicité aiguë, devraient être automatiquement disqualifiés du Programme ; (2) les fabriques admissibles doivent subir des essais de toxicité sublétale puisqu'ils rejetteraient des effluents non létaux. L'essai emploie des têtes-de-boule, pour les rejets d'effluents en eau douce, et des capucettes de mer pour les rejets en eaux marine ou estuarienne. Puisque les fabriques canadiennes sont déjà tenues d'effectuer ces essais tous les trois mois sur leur effluent (§ 5.2), aucun essai supplémentaire n'est exigé.

D'autres essais de toxicité sublétale font partie du suivi régulier des effluents des pâtes et papiers en vertu de la réglementation fédérale (§ 5.2), mais n'ont pas été inclus dans le Programme *Choix environnemental*. Il pourrait être avantageux d'inclure ces données, qui remontent aux tout premiers cycles de la surveillance de l'environnement, dans une version nouvelle du programme pour les papiers pour usages sanitaires ou dans les révisions des autres programmes touchant le papier.

Dans le programme sur pour les papiers pour usages sanitaires, toutes les données toxicologiques bénéficient d'une pondération égale. Les paramètres sont convertis en unités de toxicité sublétale (§ 4.3.1). La masse de matières toxiques susceptibles de pénétrer dans l'environnement a une importance capitale. Le Programme prend explicitement en considération les débits des effluents, comme l'ont recommandé McCubbin et Folke (1993). La toxicité de l'effluent est exprimée par le coefficient de flux toxique (§ 4.3.3), fondé sur un effet mesuré sublétal.

$$CFT = \frac{100}{CSEO} \times \textit{débit de l'effluent}\ (\text{m}^3/\text{t de produit})$$

Ainsi, la cotation mesure la quantité rejetée de matières exerçant une toxicité sublétale par mètre cube d'effluent, et cette quantité est normalisée pour la taille de l'usine. Le principe est de ne pas pénaliser une fabrique qui réduit sa consommation d'eau et rejette un effluent plus concentré. Par exemple, si la toxicité de l'effluent d'une fabrique A est le double de celle d'une fabrique B (mesurée par la CI 25, donc une concentration en % de l'effluent), mais si la fabrique A utilise la moitié moins d'eau que la B par tonne de produit, alors les CFT des deux fabriques sont égaux. C'est un calcul équitable, puisque les fabriques rejetteraient la même quantité de toxique par unité de production.

Questions émergentes

L'écotoxicologie poursuit son évolution. La présente section décrit rapidement certains sujets de la recherche actuelle. Des acquis de cette dernière pourraient élucider les mécanismes de la toxicité et leur variabilité ; d'autres pourraient aboutir à de nouveaux essais, qui seraient utilisés de façon courante. Certains sujets représentent des outils de surveillance ou d'étude qui débordent le cadre du guide, mais intéressent les écotoxicologues. Les exemples présentés concernent surtout des organismes aquatiques, plus particulièrement les poissons. Malheureusement, il s'est révélé impossible de traiter les avancées relatives à d'autres habitats ou groupes d'organismes. On revoit succinctement chaque sujet, on en indique les implications et on fournit des références aux lecteurs intéressés.

6.1 Génotoxicité

Repères

- *Deux approches de laboratoire et une de terrain ont ordinairement servi à évaluer la génotoxicité.*
- *Avec des micro-organismes on mesure l'interaction entre la matière étudiée et le matériel génétique (ADN ou ARN). L'essai* ***Mutatox*** *et le* ***SOS-Chromotest****, rapides et pratiques, conviennent au dépistage des matières génotoxiques dans les études de l'environnement. Toutefois, ils ne prédisent pas nécessairement le pouvoir cancérogène pour les organismes complexes.*
- *Les essais de tératogénicité permettent de mesurer l'incidence des difformités chez les jeunes alevins, après une ou deux semaines d'exposition ayant débuté à la fécondation. Ces essais sur des organismes entiers sont écologiquement pertinents, car ils mesurent les lésions génétiques létales à l'échelle de l'organisme.*
- *L'incidence des tumeurs ou des anomalies du développement chez les poissons de fond constitue un outil pratique d'étude des effets génotoxiques sur le terrain. Les tumeurs se reconnaissent facilement, bien qu'un certain nombre de facteurs biologiques et environnementaux puissent embrouiller l'interprétation des résultats.*

La génotoxicité est la capacité d'altérer le matériel génétique d'un organisme. Elle peut s'exprimer par des effets létaux, l'échec de la reproduction, des mutations transmissibles, la tératogenèse (anomalies de naissance) ou la cancérogenèse (croissance de tumeurs ou, à proprement parler, de lésions néoplasiques [55]). Des essais de laboratoire permettent de la dépister rapidement chez une matière donnée.

Les progrès rapides de la génétique et de la biologie moléculaire peuvent et devraient être mis à contribution pour l'évaluation de l'écotoxicité. Exemples à l'appui, Shugart (1995) a décrit l'historique et les fondements de l'« écogénotoxicité ». D'autres rétrospectives révélatrices proviennent d'un atelier (Anderson *et al.*, 1994) et d'un rapport à des organismes fédéraux canadiens (Anderson *et al.*, 1998). Ces documents discutent de pistes de recherche, comment elles permettraient de recueillir des données sur des effets subtils du phénomène et d'expliquer ces derniers, en montrant, aussi, comment s'en servir pour prédire les effets écologiques. Anderson et Wild (1994) donnent des exemples de corrélation entre les lésions génétiques et les conséquences écologiques du succès de la reproduction : ils décrivent ainsi des expériences avec le nématode *Caenorhabditis elegans*, dont le l'ADN a été complètement décrit, fin 1998, et duquel on comprend la structure et la fonction des 959 cellules. Il a fallu exposer ces nématodes à la concentration de 45 m*M* d'un certain toxique organique pour diminuer leur progéniture viable, alors qu'il suffisait de 0,5 m*M* à peine pour causer des variations génétiques transmissibles.

Les essais de génotoxicité peuvent être très importants, particulièrement en recherche ; cependant, ils n'ont pas nécessairement besoin de faire partie de tous les programmes d'évaluation et de surveillance de la toxicité. Ce type de toxicité potentielle a beaucoup retenu l'attention, peut-être en raison des inquiétudes du public pour les effets génétiques des contaminants alimentaires ou atmosphériques. On pourrait qualifier cette réaction

55. « Tumeur » désigne de façon générale de nombreuses sortes d'excroissances internes et externes, parfois causées par des agents viraux. Certaines, bénignes, n'évolueront pas en cancer. Une lésion néoplasique est un groupe de cellules modifiées présentant des signes de retour à un état indifférencié. Les cellules se multiplient de façon rapide et envahissante. Si elle est causée par un toxique, la croissance se poursuit même après l'élimination de la substance.

d'exagérée. Un des chefs de file de la génotoxicologie expérimentale, le Dr Bruce Ames, s'exprimant sur les risques relatifs, a notamment déclaré : « [...] les résidus alimentaires de pesticides de synthèse et d'autres traces de substances de synthèse et de polluants industriels ne sont pas susceptibles de poser un risque cancérogène sensible... » (Ames, 1966). Les écotoxicologues devraient conserver une vue d'ensemble large, mais équilibrée, sur les dangers relatifs, les modes probables de toxicité et les essais requis par chaque situation.

On traitera de trois approches : les tests pour mesurer les lésions à l'ADN et/ou à l'ARN, les essais de tératogénicité et la surveillance des tumeurs.

6.1.1 Mesure des lésions à l'ADN et/ou à l'ARN

Il s'agit de la mesure de l'interaction entre une matière et le matériel génétique (ADN ou ARN) de micro-organismes ou de cellules eucaryotes (cellules d'organismes supérieurs, possédant un noyau) isolées. Il existe plusieurs tests de dépistage employant des micro-organismes, le mieux connu et le plus utilisé étant celui d'**Ames** (Ames *et al.*, 1975 ; Maron et Ames, 1983). Ce test utilise des souches non virulentes de la bactérie *Salmonella typhimurium* ayant perdu, par mutation, la capacité de synthétiser l'histidine et ne pouvant donc être cultivées que sur un milieu suppléant au manque de cet acide aminé. Les substances mutagènes peuvent peut amener certaines cellules bactériennes à retourner à la forme capable de synthétiser l'histidine, capable donc de coloniser des milieux sans histidine.

Le test d'Ames est simple, peu coûteux et assez rapide (L'Haridon *et al.*, 1993). Les résultats positifs sont bien corrélés avec la présence de lésions néoplasiques chez des animaux de laboratoire, mais la puissance relative des matières n'est pas toujours bien corrélée avec la toxicité pour les organismes complexes. Le test peut être rendu plus pertinent à l'égard de la cancérogénicité pour les organismes complexes si on ajoute un homogénat de foie de rat au dispositif expérimental. Beaucoup de composés potentiellement mutagènes, les aromatiques polycycliques notamment, sont activés par certaines enzymes du foie. Ainsi le test d'Ames amélioré intègre des biotransformations produisant des mutagènes — ce qui représente mieux les processus internes des organes des organismes complexes.

Le **test Mutatox** a recours à une mutante « éteinte » de la bactérie bioluminescente *Vibrio fischeri*. L'exposition aux génotoxiques provoque des mutations, et des bactéries recouvrent la capacité de produire de la lumière. La photométrie donne une estimation de la génotoxicité. Offert par la même compagnie, le système de mesure est semblable à celui qu'utilise l'essai toxicologique sur les bactéries luminescentes (Microbics, 1993).

Le **SOS-Chromotest** a été commercialisé. SOS désigne un système enzymatique inductible, qui répare les lésions de l'ADN des bactéries (Walker, 1984). Le Chromotest emploie une souche génétiquement modifiée d'*Escherichia coli* dont l'enzyme ß-galactosidase a été reliée aux gènes produisant les protéines SOS, bien que l'enzyme n'intervienne normalement pas dans les mécanismes réparateurs du SOS. La survenue d'une lésion génétique chez une bactérie déclenche donc le mécanisme de réparation, à la faveur de laquelle la ß-galactosidase produite est dosable par colorimétrie (Quillardet *et al.*, 1982 ; 1985). La mesure parallèle du métabolisme cellulaire se fonde sur l'activité de la phosphatase alcaline, dosée aussi par colorimétrie ; on estime ainsi la mortalité cellulaire, que l'on peut distinguer des effets génotoxiques. Chaque test produit 2 mesures distinctes, celle du potentiel génotoxique de la matière (production de ß-galactosidase) et celle de la toxicité (activité de la phosphatase alcaline).

Les essais SOS-Chromotest et Mutatox conviennent tous deux au dépistage de la génotoxicité dans des études environnementales. Simples, ils ne requièrent que quelques heures et de petits échantillons et ils se prêtent facilement à la quantification. On peut traiter beaucoup d'échantillons par le SOS-Chromotest, grâce aux microplaques à 72 puits. L'ajout d'un homogénat de foie de rat permet aux deux tests de détecter les mutagènes indirects. Legault *et al.* (1994) accordent aux deux une cote favorable pour les études environnementales, en comparaison avec le test d'Ames, plus long. Des utilisateurs ont trouvé difficile d'évaluer avec précision les couleurs produites, et l'emploi d'un lecteur colorimétrique de plaques serait indiqué. Le SOS-Chromotest a servi à l'étude de génotoxiques présents dans l'eau et les sédiments du Saint-Laurent (Langevin *et al.*, 1992). Son utilisation est minutieusement analysée par White et Côté (1998), qui concluent que la version semi-automatisée permet d'examiner efficacement les échantillons nécessaires pour tirer des conclusions générales sur les sources et le comportement écologique des contaminants organiques génotoxiques des milieux aquatiques.

Les trois essais micro ont des limites. Il est souvent

nécessaire de concentrer les échantillons prélevés dans l'environnement, car les concentrations d'agents génotoxiques sont souvent très faibles. Aucun ne pouvant prédire la cancérogénicité pour les organismes complexes, chacun est plutôt destiné au dépistage des composés susceptibles d'être génotoxiques. Parce que les organismes complexes ont plusieurs lignes de défense contre l'expression des mutations, un SOS-Chromotest positif (production de ß-galactosidase) n'est le signe que d'une lésion génétique qui pourrait ne pas avoir causé de mutation. Les tests d'Ames et Mutatox positifs indiquent la survenue d'une mutation héritable.

Plusieurs tests de dépistage des mutagènes présents dans le milieu se fondent sur les aberrations génétiques des cellules isolées de divers organismes pluricellulaires. Le **test d'échange de chromatides sœurs** peut estimer la fréquence de différentes aberrations chromosomiques en fonction de la concentration de la substance testée. Un test semblable permet de déceler les aberrations survenant lors de la division des cellules de poisson (Kocan *et al.*, 1982). Shugart *et al.* (1992) ont fait une synthèse des nombreuses sondes biochimiques des lésions de l'ADN qui ont été mises au point.

Des tests rapides de la génotoxicité utilisent des organismes pluricellulaires comme des embryons de poissons (Herbert et Hansen, 1998). Des catégories de génotoxiques perturbent la réplication de l'ADN pendant la mitose chez les poissons et amphibiens, menant à la formation de micronoyaux érythrocytaires. Dans un test par exemple, on expose, pendant 12 jours, des larves de tritons dans des fioles à une solution renouvelée. La fréquence des micronoyaux par millier de globules rouges est mesurée dans des frottis de sang de deux groupes d'animaux, les exposés et les témoins (Jaylet *et al.*, 1986 ; L'Haridon *et al.*, 1993). Ferrier *et al.* (1998) ont fait la synthèse des tests de génotoxicité pour les amphibiens. Un certain nombre de méthodes permet d'évaluer les lésions de l'ADN d'invertébrés, marins plus particulièrement. On a notamment effectué des tests des aberrations de l'anaphase sur des vers polychètes et des oursins et on a évalué la réussite de la reproduction d'invertébrés par rapport à la génotoxicité (Anderson et Wild, 1994 ; Hose, 1994).

6.1.2 Tératogénicité

Cette deuxième approche mesure la fréquence de malformations *(terato* = monstre*)* congénitales chez les animaux (synthèse de Hawkins *et al.*, 1995). Ses méthodes sont semblables à celles des essais toxicologiques monospécifiques classiques. Par exemple, les œufs fécondés de têtes-de-boule peuvent être exposés jusqu'à quatre jours après l'éclosion, et on mesure la mortalité et la fréquence des anomalies (absence de membres, corps anormalement non fusiforme, absence de mobilité ; USEPA, 1994b).

Un test similaire mesure les anomalies chez les embryons et les alevins du medaka. Ce poisson tropical de la taille d'un guppy, très sensible aux toxiques, pond des œufs assez gros et translucides permettant d'observer facilement les embryons. Les œufs sont exposés jusqu'à 2 semaines, jusqu'à l'éclosion, puis on recherche les lésions, la malformation du cœur, l'absence de gonflement de la vessie natatoire et d'autres anomalies du développement, puis on détermine la viabilité (Shi et Faustman, 1989 ; Marty *et al.*, 1991). Portant sur l'organisme entier, ce test possède un rapport évident avec l'environnement, bien que les effets tératogènes ne soient pas toujours corrélés avec la cancérogenèse. On a employé les adultes de l'espèce dans des essais de longue durée en laboratoire.

6.1.3 Examens des tumeurs

La troisième approche s'intéresse aux lésions néoplasiques ou aux anomalies de la croissance dans les populations animales naturelles. Il ne s'agit pas d'un essai toxicologique, mais elle mérite une mention rapide, à titre d'outil d'étude biologique, peut-être pour vérifier les prédictions découlant d'essais en laboratoire. Les néoplasmes du foie des poissons de fond, p. ex. de la sole et d'espèces apparentées en diverses localités de la côte ouest des États-Unis, sont le plus souvent utilisés comme indicateurs de la contamination des sédiments par les HAP (Krahn *et al.*, 1984 ; 1986 ; Malins *et al.*, 1984 ; Overstreet, 1987 ; Stein *et al.*, 1992). L'incidence des néoplasmes tend à être beaucoup plus forte dans les lieux fortement contaminés, mais les exceptions sont nombreuses, et il pourrait ne pas y avoir de corrélation avec les concentrations mesurées d'HAP. On a observé des lésions néoplasiques de la peau et du foie de la barbotte brune dans un affluent de la rivière Niagara dont les sédiments sont contaminés par les HAP (Black, 1983).

Les lésions néoplasiques et autres transformations histopathologiques sont des indicateurs commodes des effets génotoxiques sur le terrain. Ils se reconnaissent facilement et semblent une réaction très sensible. Cependant, un certain nombre de facteurs peut embrouiller la détection de néoplasmes et l'interprétation de leur

incidence (tumeurs sans lien avec la génotoxicité, causés simplement par l'âge, l'alimentation, la saison ou le cycle reproductif ; Benson et Di Giullo, 1992). Même les poissons territoriaux se déplacent, atténuant le lien de causalité entre l'incidence des lésions et la présence de toxiques dans les sédiments (Krahn *et al.*, 1986). Des synthèses en ont été faites par Mix (1986) ainsi que Harshbarger et Clark (1990).

6.2 Essais toxicologiques micro

Repères

- *Les essais toxicologiques micro utilisent des bactéries, des algues unicellulaires, la lentille d'eau, des rotifères et d'autres petits animaux et végétaux. Généralement, leur culture ou élevage est facile. La sensibilité se compare à celle des essais employant de plus gros organismes.*
- *Un avantage majeur est la petite taille des échantillons. On allège ainsi les coûts et l'effort de prélèvement, de transport et d'entreposage. On prend moins de place dans les laboratoires. On a aussi moins besoin de tester des animaux plus gros, d'une plus grande sensibilité et conscience. On élargit la gamme des organismes d'expérience, ce qui permet d'apprécier plus justement les effets sur l'écosystème.*
- *Les bons essais micro sont rapides, simples, reproductibles, économiques, et prennent peu de temps et de place. Les cycles biologiques des organismes étant courts, des tests chroniques et/ou sublétaux économiques sont possibles. Les essais micro sont utiles pour les programmes de dépistage à grande échelle.*
- *Des essais micro sont vendus dans le commerce, en kits qui ne requièrent ni culture ni élevage et ils s'effectuent simplement. Il est possible d'en automatiser certains. Les procédures de maîtrise de la qualité peuvent manquer.*

Il existe au moins quatre bonnes raisons pour utiliser de très petits organismes dans les essais toxicologiques. Premièrement, ils permettent de réduire la taille de certains grands problèmes pratiques de manipulation de gros volumes d'échantillons exigés par certains essais classiques, permettant ainsi de comprimer les coûts et l'effort de prélèvement, les opérations de transport, d'entreposage et de manutention, les problèmes de place dans les laboratoires et de taille des aquariums. Trop souvent, les chercheurs cèdent alors à la tentation d'utiliser moins que les volumes optimaux, ce qui réduit la qualité de l'essai et remet en question la justesse des résultats.

Deuxièmement, on recourrait moins aux poissons ou à d'autres organismes complexes et, de toute évidence, sensibles et possédant une conscience rudimentaire. Ce facteur a de plus en plus de poids.

Troisièmement, on serait incité à tester une plus grande variété d'organismes, pas uniquement des poissons, par exemple. Toutes les catégories et tous les types d'organismes sont importants pour le bon fonctionnement des écosystèmes. Par exemple, les bactéries décomposant la matière sont des organismes-clés de la durabilité de la communauté écologique. Une bactérie pourrait aussi être parmi les organismes les plus sensibles de la communauté. On pourrait facilement effectuer des essais à petite échelle les employant, avec de nombreuses répétitions, améliorant la précision des résultats.

Quatrièmement, la brièveté du cycle biologique des petits organismes permet de réaliser les essais chroniques en quelques heures ou quelques jours, procurant une estimation plus directe (donc plus juste) des effets chroniques sublétaux.

Donc, de plus en plus on adopte ces nouveaux tests sur les organismes « inférieurs ». Algues unicellulaires, bactéries, protozoaires, petits rotifères, nématodes et autres bestioles se multiplient rapidement et peuvent être élevés dans ou sur un milieu exigu. Les essais micro reconnus sont reproductibles et peu coûteux, ce qui favorise la répétition. Permettant souvent de traiter efficacement beaucoup d'échantillons à la fois, ils sont donc utiles au criblage en grande série (Blaise *et al.*, 1988 ; Dutka *et al.*, 1988). Le commerce en livre en kits avec, en plus, l'avantage de la portabilité et de la simplicité d'utilisation pour le non-spécialiste, libéré ou presque de l'élevage ou de la culture (Snell et Persoone *et al.*, 1989a, b). Les essais micro se prêtent aussi à l'automatisation, ce qui peut économiser coûts et effort aux chercheurs. Par exemple, diverses adaptations automatisées de l'essai Microtox sont dans le commerce (Qureshi *et al.*, 1998 ; § 6.7).

Une lacune serait l'absence de procédures pour l'assurance et la maîtrise de la qualité, due à la nouveauté des méthodes. Les chercheurs doivent demeurer conscients de cette faiblesse.

Un livre publié sous la direction de Wells *et al.* (1998)

présente la description et l'évaluation les plus complètes des essais micro. Il existe des synthèses exhaustives antérieures (Bitton et Dutka, 1986 ; Dutka et Bitton, 1986). Plus spécialisées, celle de Blaise *et al.* (1988) étudie l'utilité de ces tests dans l'évaluation des dangers et leur surveillance par Environnement Canada, tandis que celle de Dutka *et al.* (1988) compare les performances d'une batterie d'essais micro sur l'eau et les sédiments de la rivière Saint-Jean au Nouveau-Brunswick.

Une tendance encourageante, déjà mentionnée, consiste à employer divers organismes, mais cela se fait presque toujours avec des essais monospécifiques. On peut raisonnablement croire que les résultats prédiront l'amplitude des effets dans une vraie communauté, mais, d'après Cairns *et al.* (1998), il n'y a pas à cet égard d'assurance absolue de prédictions exactes. Ils vantent les essais micro plurispécifiques sur des communautés comme de meilleurs prédicteurs des effets sur les interactions entre les espèces dans un écosystème réel. Ils signalent que les essais avec des communautés de micro-organismes sont désormais aussi économiques à faire que les essais monospécifiques. Dans des expériences de validation, ces essais ont prédit la survenue (ou l'absence) de dégâts écologiques généraux dans 74 % des cas, ce qui est bon. Cairns *et al.* (1998) avancent que la lenteur des essais micro de communauté à se généraliser malgré leur validité écologique et technologique est due au manque de panache de ses humbles organismes par rapport aux vedettes comme « les pygargues ou les loutres marines » qui ont valeur de symbole. Ce point semble vrai, quand on voit toute la place accordée aux essais avec la truite arc-en-ciel pour des considérations légales, au détriment d'autres constituants des écosystèmes.

6.2.1 Exemples d'essais disponibles

Couramment utilisés au Canada ou semblant en passe de l'être, des essais micro nombreux sont disponibles, le choix est vaste et diversifié comme en témoigne la grosseur de la monographie à leur sujet (Wells *et al.*, 1998). Parmi les autres techniques qui y sont traitées et qui pourraient intéresser les chercheurs, on compte les tests biochimiques, notamment immunitaires (Dankwardt *et al.*, 1998), sur les particules submitochondriales (Read *et al.*, 1998), sur les enzymes telles que l'acétylcholinestérase (Obst *et al.*, 1998), et les essais sur des cultures tissulaires de divers organismes (Müller et Müller, 1998 ; Denizeau, 1998 ; Durand *et al.*, 1998). De longs chapitres sont consacrés à divers organismes : bactéries, algues, protozoaires, invertébrés et vertébrés.

Deux essais micro en routine sont **l'essai de luminescence bactérienne** (EC, 1992c), et la version sur microplaque de l'essai d'inhibition de la croissance de **l'algue d'eau douce** *Selenastrum capricornutum* ; EC, 1992d ; Blaise *et al.*, 1998). L'essai de luminescence emploie la bactérie *Vibrio fischeri* (anc. *Photobacterium phosphoreum)*, en appliquant ordinairement le test Microtox. Ses perfectionnements et adaptations sont décrits par Qureshi *et al.* (1998) et Johnson (1998). On continue de mettre au point des variantes de l'essai sur les algues, et on en trouve une dans le commerce, qui fournit des algues immobilisées, de sorte qu'il n'est pas nécessaire de maintenir une culture en laboratoire (Persoone, 1998a). Des essais micro communs de génotoxicité connus sont décrits au § 6.1.

Toute une gamme d'essais micro est disponible ou en développement, et beaucoup d'entre eux offrent l'avantage d'indiquer des phénomènes sublétaux. Le système **ATP-TOX** (Xu et Dutka, 1987 ; Xu, 1998) et le **test de dépistage de toxiques par l'ATP algaire** (Blaise *et al.*, 1984) se fondent sur l'inhibition de la croissance cellulaire et de l'activité enzymatique. Ils mesurent la production de l'enzyme ATP dans les cultures d'une bactérie ou d'une algue verte. L'ATP est mesurée par le pourcentage de lumière produite par le système luciférine-luciférase (le système enzymatique des lucioles) par rapport aux témoins, ce qui révèle le nombre d'organismes et, par conséquent, la vitesse de multiplication cellulaire depuis le début.

Le **Toxi-Chromotest**, semblable au SOS-Chromotest (§ 6.1.1), teste l'eau rapidement par mesure de la production de l'enzyme inductible ß-galactosidase par la bactérie *Escherichia coli*. Des cultures bactériennes stressées sont exposées à un inducteur connu de la ß-galactosidase et à un substrat de l'enzyme, puis à des solutions d'essai dans les cupules d'une microplaque. Les matières toxiques nuisent au rétablissement des cellules stressées, réduisant ainsi la synthèse de ß-galactosidase, ce que révèle l'absence de variation de couleur d'un composé chromogène lié au substrat. Comme pour le SOS-Chromotest, l'utilisation d'un lecteur colorimétrique de plaques est recommandé pour améliorer l'exactitude.

Le **Thamnotoxkit F** et le test **IQ** avec ***Daphnia magna*** sont deux essais micro du commerce qui se sont révélés le plus sensibles à divers déchets miniers, dans une évaluation en vertu du programme d'ÉTIMA du

gouvernement du Canada et de l'industrie minière (Pollutech, 1996). Constitué d'une plaque à puits multiples, le Thamnotoxkit F mesure la létalité après 24 h pour de jeunes larves de la crevette *Thamnocephalus platyurus*. Pratique, il ne requiert aucun élevage en laboratoire, puisque les organismes sont conservés sous forme d'œufs dormants *(kystes)* qu'on incube 24 h pour obtenir les larves. Les résultats de ce test ont montré, pour la nourriture, des coefficients de corrélation de 0,884 à 0,92 avec le test standard utilisant *Daphnia magna*, et ils ont présenté un coefficient de variation de 13,5 % dans une série de tests sur un toxique de référence effectuée par le même expérimentateur (Persoone, 1998b). Persoone *(loc. cit.)* présente aussi le contexte et les principes de ce test et d'autres semblables. Pour le test IQ, on emploie de jeunes *D. magna* affamés. On les répartit entre les concentrations d'essai et on leur fournit des quantités fixes du substrat méthylumbelliféryl-ß-D-galactoside (MUF-galactoside). Les daphnies viables ingèrent le substrat et l'hydrolysent par voie enzymatique, produisant de la 4-méthylumbelliférone, fluorescente (le phénomène est décrit dans Lee et Tay, 1998). L'absence d'hydrolyse révèle la toxicité. Chaque daphnie est classée fluorescente (viable) ou non, et on calcule la CE 50. Au moment de rédiger ces lignes, ce test n'a pas fait l'objet de beaucoup de publications scientifiques, mais sa performance avec des déchets miniers est évaluée par Pollutech (1996), et il est offert dans le commerce (Aqua Survey Inc., Flemington, N.J., USA). Le test **Ceriofast**[MD] mesure l'inhibition de la prise de nourriture chez *Ceriodaphnia dubia* durant une exposition d'une heure, et ses résultats montrent une bonne corrélation avec l'essai normalisé de 48 h avec *C. dubia* (Jung et Bitton, 1997).

Dans un **essai** prometteur **employant cinq espèces d'algues**, on expose simultanément ces dernières sur des microplaques à 96 puits pendant 2 ou 3 jours. On estime la croissance et la reproduction en nombre de cellules par des mesures quasi instantanées de la fluorescence faites au moyen d'un appareil spécial. Grâce aux cinq espèces, la sensibilité à diverses catégories de substances est excellente (SRC, 1995a).

Un test simple mesurant la CL 50 sur 24 h pour des **rotifères (dulcicoles ou marins)** a subi en Europe des vérifications poussées montrant une sensibilité semblable à celle des daphnies (Persoone *et al.*, 1989 ; Snell et Persoone, 1989a, b). Les organismes peuvent être gardés un an sous forme de kystes, ce qui supprime la nécessité des élevages. Une variation de température les fait éclore, et les larves actives sont testées. Une **grosse bactérie aquatique** (*Spirillum volutans*) est utilisée dans un autre essai, où on évalue sa perte de motilité après 2 h d'exposition. La bactérie manifeste de façon visible cette motilité en faisant tournoyer un faisceau de flagelles à chacun de ses pôles.

6.3 Essais en microcosmes et en mésocosmes

Repères

- *Un vrai microcosme ne fait pas que contenir diverses espèces, mais il doit aussi refléter le comportement d'un écosystème. Au laboratoire, il peut tenir dans une fiole, une boîte ou un aquarium, où on peut maîtriser les facteurs de confusion que sont les variables du milieu.*
- *L'essai en microcosmes peut être très révélateur parce qu'il évalue plusieurs espèces et leurs interactions, autorise leurs déplacements et la transformation des substances testées et laisse se manifester la toxicité des métabolites.*
- *S'ils sont parfois plus sensibles que les essais monospécifiques, les essais en microcosmes sont généralement comparables. La dynamique des populations et les interactions entre espèces peuvent amortir la sensibilité des essais.*
- *La tendance à la variabilité des microcosmes rend difficile la répétabilité. Les méthodes n'ont pas encore été normalisées pour des essais répétitifs. Les essais en microcosmes prennent plus de place et de temps et exigent plus de ressources et de savoir-faire que les essais monospécifiques.*
- *Les mésocosmes sont de précieux outils de recherche, mais les essais dans ces vastes milieux coûtent trop cher et prennent trop de temps pour servir en routine ou à la surveillance continue.*
- *Les mésocosmes aquatiques pourraient être des cours d'eau artificiels à recirculation, aménagés dans un bâtiment, ou des canaux naturels de quelques centaines de mètres de longueur, avec apport continuel d'eau neuve et de substances d'essai. Relativement stables, ils se prêtent assez facilement aux répétitions et ils ont servi à valider les résultats d'essais monospécifiques.*
- *Les mésocosmes pourraient aussi être des parcelles, des étangs, des enclos constitués de sacs et aménagés dans l'océan ou même de petits lacs. Les mésocosmes employés dans des essais en milieu aquatique avec répétitions peuvent beaucoup varier entre eux, et le problème de l'analyse fructueuse des concentrations (habituellement) décroissantes reste problématique.*

Les essais toxicologiques plurispécifiques visent à évaluer les interactions entre les espèces, puis les effets secondaires subséquents. À partir des conditions contrôlées de laboratoire, ils devraient fournir des prévisions plus valides des effets d'un polluant dans la nature. Malheureusement, ils n'ont pas encore atteint cette combinaison de fiabilité, de facilité et d'économie qui les ferait se prêter à un usage courant.

Le mot « microcosme » évoque un monde ou un écosystème miniatures. De fait, le microcosme est une communauté simplifiée, assez petite, maintenue en laboratoire ou en situation semi-naturelle. Un microcosme aquatique tient dans 3 ou 4 litres au maximum, et contient une douzaine d'espèces de micro-organismes ou moins, notamment de petits crustacés. (Certaines définitions élargissent la notion aux microcosmes aquatiques extérieurs de 15 m^3.) D'habitude, l'ensemble tient dans une fiole ou autre récipient de laboratoire. La taille du mésocosme va de celle d'un aquarium à quelques dizaines de mètres carrés (à terre ou dans un étang) ou à un étang entier.

6.3.1 Essais en microcosmes

Les essais utilisant des mini-communautés sembleraient idéaux pour l'évaluation significative de la toxicité, mais, à présent, ils sont principalement employés dans la recherche. Les microcosmes ne sont pas près d'être couramment utilisés parce qu'ils sont coûteux, demandent beaucoup d'effort et que les réactions de ces petites communautés sont trop variables (voir ci-dessous).

On trouve des renseignements sur les essais en microcosmes dans Cairns (1985), Buikema et Voshell (1993), et Graney *et al.* (1995), et sur les essais plurispécifiques dans Kimball et Levin (1985). Les critères d'applicabilité des résultats à la nature sont analysés par Ausmus et O'Neill (1978, traitant particulièrement des milieux solides) et dans plusieurs articles publiés sous la direction de Levin et Kimball (1984). On peut obtenir des orientations sur la création de microcosmes constitués de carottes de sol (Van Voris *et al.*, 1985 ; ASTM, 1997a).

Description. — Dans la terminologie de ces dispositifs expérimentaux, on retrouve : *essais multi-* ou *plurispécifiques, micro-écosystèmes ou microcosmes.* En fait techniquement partie tout système dans lequel plusieurs espèces sont exposées simultanément à un toxique (Cairns, 1985). Le véritable microcosme est l'analogue simplifié d'un écosystème naturel, conçu pour en refléter les niveaux trophiques, la structure et le comportement, mais gardé en laboratoire pour mieux maîtriser certains facteurs de confusion du milieu (Kersting, 1984 ; Taylor et Parkinson, 1988). Le microcosme doit intégrer les processus écologiques fondamentaux, laisser les communautés interagir et les populations fluctuer (Van Voris *et al.*, 1985). En pratique, ces exigences sont souvent ignorées, et la plupart des systèmes plurispécifiques sont appelées *microcosmes*.

On a mis au point une grande variété de microcosmes pour tester la toxicité dans des dispositifs aquatiques et terrestres. Les premiers peuvent être statiques, à recirculation ou à renouvellement continu pour simuler lacs, marécages ou rivières. Les microcosmes marins sont moins répandus. Les terrestres sont habituellement des « sous-systèmes » pédologiques. La plupart des microcosmes comportent un récipient (fiole, aquarium, boîte) renfermant de l'eau et un sédiment ou du sol prélevé normalement dans l'environnement. On ajoute les organismes faisant partie des collectivités naturelles ou des espèces sélectionnées. Les microcosmes établis à partir de carottes de sol contiennent déjà un ensemble complet d'organismes (ASTM, 1997a). On a laissé coloniser par des invertébrés des plateaux remplis de roches et déposés dans un ruisseau, puis, après 30 jours, on les a transférés dans des bassins à recirculation en laboratoire (Clements *et al.*, 1988 ; Pontasch *et al.*, 1989). Un microcosme aquatique normalisé pour des essais sur les pesticides (Taub, 1985) est constitué de sédiments particuliers, d'eau additionnée d'éléments nutritifs, de 10 espèces d'algues, d'un rotifère, d'un protozoaire et de trois petits crustacés (*Daphnia, Hyalella azteca* et l'ostracode de très petite taille *Cypridopsis*).

Il y a plusieurs manières d'introduire le toxique dans le milieu : concentration chronique faible ; pic de forte concentration ; plusieurs pics. Les paramètres à surveiller sont notamment les changements de densité ou de biomasse d'espèces ou de groupes d'espèces (p. ex. d'invertébrés du sol) et les changements de structure des communautés (richesse en espèces, indices de similarité, interactions entre les prédateurs et les proies et proportions des différents groupes ou autres mesures de la dominance). Dans un microcosme complexe, on pourrait mesurer ces variables à chaque niveau trophique, dans chaque groupe taxonomique ou dans chaque habitat (p. ex. eau et sédiments). On mesure aussi parfois les processus à l'échelle de la communauté, particulièrement la production

primaire et secondaire, la décomposition, et le métabolisme de la communauté (Buikema et Voshell, 1993). Dans des échantillons d'eau de surface, on a évalué la capacité de communautés microbiennes indigènes d'oxyder 95 sources de carbone, dans un essai de laboratoire dont on allègue la rapidité et le caractère économique (Lehman *et al.*, 1997).

Avantages et inconvénients. — Les essais en microcosmes ont de nombreux avantages possibles sur les tests monospécifiques. En plus de la toxicité directe pour un certain nombre d'espèces, les microcosmes permettent d'évaluer certains des transferts, transformations et devenirs des toxiques, ainsi que la toxicité due aux métabolites. On peut les maîtriser, les manipuler et répéter. Les microcosmes assez réalistes peuvent simuler les réactions d'écosystèmes naturels entiers (Buikema et Voshell, 1993), et l'applicabilité des résultats à la nature repose sur le réalisme de l'imitation, particulièrement de l'interaction entre les espèces.

La sensibilité des microcosmes aux toxiques ne semblant pas particulièrement grande, leur utilisation courante est moins pressante. On a parfois observé des effets sur la structure des communautés à des doses bien inférieures aux doses correspondant à la sensibilité maximale des essais monospécifiques (Dewey, 1986 ; Pontasch *et al.*, 1989). Cependant, la sensibilité supérieure des microcosmes n'est pas observée aussi souvent que prév compte tenu de la probabilité accrue d'y trouver une ou plusieurs espèces sensibles (Kooijman, 1985). Quelques comparaisons entre les seuils des effets prévus grâce à des essais monospécifiques et les seuils observés en microcosmes ont généralement confirmé l'applicabilité de l'approche monospécifique (Pontasch *et al.*, 1989 ; voir § 4.1.2). Le facteur contribuant le plus à ne pas exacerber la sensibilité semble être le fait que la toxicité individuelle ne correspond pas toujours à la toxicité pour les populations et que les interactions entre les populations amortissent encore plus les réactions à l'échelle de la communauté. Des études en microcosmes ne mesurent que des variables globalisées, comme la biomasse de toutes les algues, et sont insensibles aux effets monospécifiques (Kooijman, 1985).

Un désavantage des microcosmes est qu'ils exigent plus de place, plus de temps, plus d'argent et plus de savoir-faire que les essais monospécifiques (Mothes-Wagner *et al.*, 1992). L'un des plus grands problèmes des essais qu'on y réalise est la faible reproductibilité des résultats, en raison de la variabilité des micro-communautés complexes d'un microcosme à l'autre, même entre les répétitions. Il est souvent impossible d'empêcher les extinctions et les variations de structure des communautés, peu importe le toxique, plus particulièrement lorsque les essais sont long (Buikema et Voshell, 1993). Il se survient aussi des problèmes d'échelle, en raison de l'homogénéité de l'habitat, du rapport *surface/volume* élevé (« effets de lisière ») et du récipient (« effets de paroi ») [Giesy et Allred, 1985]. Par exemple, un seul prédateur par récipient peut représenter une densité plus forte que dans la nature, capable d'éradiquer une population de proies privée de refuges.

Les écarts dus aux toxiques tendent à être masqués par la difficulté de reproduire les résultats (Kersting, 1984). Des communautés artificielles normalisées varieraient moins (Giesy et Allred, 1985), mais la normalisation limite le réalisme d'une problématique locale (Pontasch *et al.*, 1989).

Chaque microcosme ou essai plurispécifique est un compromis entre la précision (reproductibilité des données), et l'exactitude (accord avec la réalité). Le microcosme est un modèle très simplifié d'écosystème naturel (Giesy et Allred, 1985). Des auteurs ont insisté sur le besoin de vérifier dans les écosystèmes naturels les résultats obtenus en microcosmes (Cairns, 1986 ; 1988), mais cela est difficile, et les critères de cette vérification demeurent flous (Buikema et Voshell, 1993).

6.3.2 Essais en mésocosmes

Les essais en mésocosmes vont demeurer des outils de recherche et non une méthode courante, vu la complexité de leur fonctionnement et leur durée (semaines, mois, parfois années). Cependant, un autre regard s'impose, en partie parce que les mésocosmes sont d'excellents moyens de valider les essais monospécifiques. On les utilise assez généralement dans les études du milieu aquatique et, à un degré moindre, dans la recherche pédologique. Une synthèse détaillée des mésocosmes aquatiques est présentée dans Graney *et al.* (1994 ; 1995), et des exemples de leur emploi sont donnés au § 4.1.2.

Description. — Un exemple de petit mésocosme aquatique serait un ruisseau artificiel à recirculation, de 6 m de longueur, aménagé en laboratoire. On peut y éprouver des communautés petites, mais complètes et réalistes, de micro-organismes, d'algues, d'invertébrés et de quelques poissons (Warren et Davis, 1971).

On aménage la plupart des mésocosmes aquatiques à l'extérieur et on les expose à une certaine colonisation du milieu naturel environnant. Un modèle très réussi pour tester la toxicité en eau douce consiste en une série de ruisseaux artificiels extérieurs, parallèles, sur substrat naturel. Ainsi, à Monticello (Minnesota), les chenaux sont de taille réaliste (1,4 m de largeur dans les secteurs rapides, plus larges dans les fosses), des répétitions peuvent être utilisés, et on peut y administrer des concentrations constantes, à des débits constants d'eau neuve (Zischke *et al.*, 1983 ; Cairns, 1985). De petites populations de poissons y trouvent une niche convenable, et leur survie, leur croissance et le succès de leur reproduction dans ces conditions semi-naturelles peuvent être mesurés pendant les quelques mois que dure une expérience. D'autres éléments de la communauté peuvent être évaluées par les techniques habituelles d'enquête ou par enlèvement de blocs de substrat artificiel.

Plusieurs groupes de chercheurs ont étudié de grands volumes d'eau de lac ou de mer renfermés dans des sacs de plastiques ou dans des « enclos limnologiques » allant jusqu'au fond, la substance toxique étant ajoutée à certains enclos. On exclut habituellement les poissons, et on évalue les populations d'autres organismes par les techniques classiques d'échantillonnage. Les enclos conviennent à la recherche mais ils partagent certains inconvénients avec d'autres types de microcosmes et de mésocosmes fermés. À l'extrémité supérieure du spectre des communautés manipulées que l'on pourrait appeler mésocosmes, de petits lacs ont servi de dispositifs expérimentaux, p. ex. la région des lacs expérimentaux du N.-O. de l'Ontario, où PO a effectué des études écotoxicologiques (Schindler, 1987).

Avantages et inconvénients. — Parmi les mésocosmes aquatiques, les cours d'eau artificiels extérieurs, mentionnés plus haut, ont été assez efficaces. Leurs communautés quasi naturelles sont stables, et on a pu les répéter avec un succès relatif. Une des plus grandes contributions de ces mésocosmes à la toxicologie a été de valider, le cas échéant, les essais monospécifiques comme fondements de lignes directrices de la qualité de l'eau. Cette fois encore, ces cours d'eau artificiels ont rempli leur mission et ont fourni une validation raisonnable des essais monospécifiques (V. § 4.1.2).

Un des grands inconvénients des mésocosmes est leur coût. Une expérience à laquelle participent une demi-douzaine de personnes pendant un été se révèle assez coûteuse.

La répétition n'est pas normalement un grave problème dans les ruisseaux de laboratoire ou les canaux extérieurs, mais elle l'est dans beaucoup de systèmes statiques. À l'instar des microcosmes, les communautés séparées d'un étang tendent à être instables, et les répétitions peuvent différer de façon caractéristique pour des raisons non évidentes. Par exemple, 12 étangs de 20 m de côté ont produit pendant un an des communautés quelque peu similaires, mais dont les structures différentes ne pouvaient les faire servir de répétitions expérimentales (Rosenzweig et Buikema, 1994). La fermeture d'une partie d'un étang naturel ou artificiel peut permettre une maîtrise et une répétition meilleures.

Une autre lacune des mésocosmes aquatiques statiques est que les concentrations ne se maintiennent pas, puisque le toxique n'est ajouté qu'une fois. La concentration décroissante ne se compare pas directement aux essais habituels de laboratoire et est difficile à bien interpréter, puisqu'il y a confusion avec la durée de l'exposition. Il est possible, quoique difficile, de garder constante la concentration dans les dispositifs du type enclos (Kuiper, 1981).

6.4 Charges « corporelles »

Repères

- *Les substances chimiques narcotiques neutres exercent des effets létaux sur les poissons lorsque la charge de toutes ces substances atteint 2 à 6 mmol/kg, peu importe leur concentration dans l'eau.*
- *On n'a pas trouvé de documentation exhaustive sur les charges corporelles critiques d'autres groupes de substances chimiques, et les modèles d'autres organismes que les poissons sont encore incomplets.*

Les paramètres de la toxicité en milieu aquatique s'expriment en unités de concentration dans le milieu externe. Pour le législateur, cela est logique parce que la surveillance régulière mesure les concentrations dans l'eau et que le traitement permet de maîtriser les concentrations dans les effluents et les rejets. Cependant, c'est la concentration ou quantité de toxique à l'emplacement où ce dernier agit dans l'organisme (la vraie dose) qui détermine l'effet observable, peu importe la concentration extérieure (McCarty, 1991). Puisque la vraie dose est difficile à mesurer (on pourrait même ne pas en connaître

le site d'action), un substitut raisonnable est la teneur en résidus du toxique dans l'organisme. Les relations entre la dose interne et la réponse pourraient décrire plus exactement la dynamique de l'action toxique, permettant une meilleure prédiction scientifique, particulièrement de la toxicité de mélanges par exemple (McCarty, 1991).

Manifestement, les effets toxiques des narcotiques [56] neutres sur les poissons surviennent lorsqu'une concentration critique est atteinte à l'intérieur de l'organisme (McCarty, 1991 ; McCarty *et al.*, 1992 ; McCarty et Mackay, 1993). Cela a été vérifié à maintes reprises, et on peut facilement prédire la toxicité par régression (RQSA) fondée sur le log K_{oe} du composé, lequel permet d'estimer la facilité avec laquelle la substance pénètre dans l'organisme (v. § 4.6). Les essais de toxicité létale permettent de prédire une charge critique de 2 à 6 mmol/kg pour les poissons moribonds (McCarty, 1991), ce que les mesures publiées confirment. Les charges létales estimées varient dans la proportion de seulement 3 ou 4, pour des substances dont les CL 50 s'étendent sur plus de 5 ordres de grandeur (McCarty, 1991 ; McCarty *et al.*, 1992).

Pour la toxicité sublétale, la RQSA porte à croire que les charges critiques devraient être d'environ le 1/10 de la concentration létale aiguë, mais encore trop peu de données permettent de le vérifier (McCarty et Mackay, 1993). En théorie, le même principe devrait s'appliquer aux autres modes d'action toxique. Les charges critiques pourraient différer énormément entre les substances dont les mécanismes d'action différents, mais elles devraient être semblables à l'intérieur d'un groupe. À partir de données préliminaires, McCarty et Mackay (1993) ont estimé les charges critiques pour le poisson de chacune des huit classes connues d'action toxique des composés organiques. Leur analyse attribue des charges distinctes aux différentes classes d'action toxique, mais, à l'intérieur de certaines classes, les données s'étendent sur 2 ou 3 ordres de grandeur.

À l'extérieur du groupe des narcotiques organiques, plus de recherche est nécessaire pour appliquer la méthode de la charge « corporelle » à des catégories générales de substances. Par exemple, les métaux dont le mode d'action est particulier, pourraient posséder diverses charges critiques, sans doute très différentes dans le cas des micronutriments (p. ex. le cuivre) et des métaux qui n'en sont pas (p. ex. le plomb) [McCarty et Mackay, 1993]. Le concept de charge critique s'accorde toutefois avec les observations faites sur des métaux particuliers. Par exemple, on a longtemps cru que l'action atténuante de l'eau dure sur la toxicité des métaux pour les organismes aquatiques était due au fait que les cations à l'origine de la dureté de l'eau ralentissaient le passage des métaux dans l'organisme par les membranes, retardant et réduisant ainsi l'accumulation dans les tissus. Les expériences de Borgmann *et al.* (1991) confortent ce point de vue. La charge critique sublétale de cadmium dans l'organisme du crustacé dulcicole *Hyalella azteca* a varié d'un facteur de seulement 2, pendant que la concentration aqueuse toxique du métal a varié d'un facteur de 10 avec la dureté et de 1 000 avec l'ajout de sédiments absorbants. Les charges critiques n'ont varié que de 16 % quand des chélateurs ont multiplié par 35 la concentration de cadmium aqueux nécessaire à la toxicité. Tout pourrait ne pas être si simple, par contre, puisque la charge critique de l'arsenic chez la truite dépend de la température, peut-être parce que celle-ci modifie la forme dominante du métal (McGeachy et Dixon, 1990).

On examine des pistes connexes comme celle de l'accumulation des toxiques par voie alimentaire jusqu'à l'atteinte de charges critiques dans l'organisme. On a effectué des quantifications pour le poisson, mais les relations d'ensemble ne sont pas claires (Fisk *et al.*, 1998). On a réussi à prédire les charges « corporelles » de substances d'un mélange complexe, plutôt que d'essayer de les doser dans l'organisme. Un avantage à cela est que la méthode prédictive peut tenir compte de substances qui ne seraient probablement pas décelées par dosage direct dans les tissus, leur concentration étant trop faible. Le mode opératoire soumet le mélange complexe à une bioconcentration dans une phase hydrophobe, suivie d'un dosage dans cette phase par des méthodes chimiques avancées. Les auteurs concluent « qu'à partir de ces charges « corporelles » totales estimées, on peut prédire les effets toxiques de base, notamment les contributions des substances à mode particulier d'action à la toxicité générale de base » (Van Loon *et al.*, 1997).

Les travaux sur les œufs de poisson et les alevins indiquent une absorption d'HAP et de BPC supérieure à ce que l'on pouvait prédire par K_{oe}, ce qui signifierait que l'octanol simule bien, mais pas parfaitement, les lipides des poissons (Petersen et Kristennsen, 1998). La recherche en cours

56. Il ne s'agit pas ici de drogues illégales, mais de composés organiques à action non spécifique, qui ralentissent et détruisent les fonctions générales des cellules.

montre que les relations sont perfectibles. On a observé des différences entre les concentrations létales et les charges « corporelles » létales, pour les substances provoquant la *narcose I* (narcotiques inertes comme le butanol et le xylène) et la *narcose II* (narcotiques polaires comme les amines et phénols aliphatiques et aromatiques). On peut les résoudre en fondant la RQSA sur le coefficient de partage entre l'eau et, non pas l'octanol, mais, tenant lieu des membranes, la L-α-dimyristylphosphatidylcholine (Vaes *et al.*, 1998). Les efforts se concentrent maintenant sur les modes d'action. Russom *et al.* (1997) ont recombiné plusieurs données des branches de la toxicologie pour mettre au point des moyens pour relier les modes d'action létale, chez les têtes-de-boule, aux structures et aux propriétés chimiques. Ils ont classé 600 substances en huit catégories d'action toxique : trois groupes de narcotiques ; les découplants de la phosphorylation oxydative ; les inhibiteurs de la respiration ; les électrophiles et proélectrophiles ; les inhibiteurs de l'acétylcholinestérase ; les épileptogènes du système nerveux central. On a établi un système informatisé associant la structure chimique, le mode probable d'action toxique et, si elle était connue, la RQSA correspondante.

On ne peut pas faire ici le survol des publications sur d'autres organismes, mais quelques exemples montrent la diversité des thèmes. Souvent on insiste sur d'autre chose que les concepts de charges critiques pour le poisson, mais, parfois, il y a des parallèles. Les données sur les charges critiques de vers de terre exposés à deux chlorobenzènes correspondaient aux données mesurées pour le poisson (Belfroid *et al.*, 1993). On a appliqué les résidus de pentachlorophénol chez des vers de terre à l'évaluation des effets de facteurs modificateurs sur la toxicité (Fitzgerald *et al.*, 1996). On a obtenu des résultats encourageants pour la charge critique de fluoranthène (HAP) chez des amphipodes des sédiments. Les charges critiques cadraient généralement avec les fourchettes obtenues chez les poissons : d'environ 1 à un peu plus de 6 µmol/g de tissu.

Pour les végétaux, l'assimilation à partir du sol est bien décrite par une RQSA appelée *indice de connectivité moléculaire*, qui dépend de la taille des molécules, de leur ramification, de leur volume molaire et de leur surface efficace. Les prédictions étaient quelque peu supérieures à celles qui étaient fondées sur le K_{oe} ou sur le coefficient de partage entre l'octanol et l'air (Dowdy et McKone, 1997). Souvent on insiste sur les résidus *sur* les végétaux plutôt que dans les tissus, p. ex. les plantes sentinelles servant à évaluer le dépôt atmosphérique de résidus d'herbicides (Felsot *et al.*, 1996). L'USEPA a construit pour les pesticides un modèle particulier de chaîne alimentaire (l'abaque de Kenaga) pour estimer les résidus de pesticides sur les végétaux (Fletcher *et al.*, 1994) ; le modèle peut aussi estimer l'absorption de pesticides par les herbivores (Pfleeger *et al.*, 1996).

Chez les vertébrés, les concentrations tissulaires de toxiques ont fait l'objet de beaucoup d'études sur de nombreuses décennies, mais la plupart se concentrent sur un toxique à la fois plutôt que sur des modèles de prédiction pour des classes de composés. En Ontario, on a étudié l'accumulation des résidus d'organochlorés chez les grenouilles (Russell *et al.*, 1995). On a évalué les résidus tissulaires chez les tortues d'eau douce afin de surveiller les contaminations chimique et radioactive (Meyers-Schöne *et al.*, 1993). Grâce à de nombreuses études, on a corrélé les contaminants présents dans les tissus d'oiseaux, dans leurs œufs plus particulièrement, et les effets toxiques visibles, par exemple la mortalité des œufs chez le cormoran à aigrettes des Grands Lacs coïncidant avec les résidus de biphényles polychlorés. L'absorption par la chaîne alimentaire est aussi étudiée chez les oiseaux (Forsyth *et al.*, 1994).

6.5 Les oxydases à fonction mixte

Repères

- *Les oxydases à fonction mixte (OFM) sont des enzymes qui, chez l'animal, détoxiquent certaines substances naturelles et anthropiques.*
- *On a constaté une forte activité des OFM chez les poissons dans de nombreuses localités contaminées par les HAP, les BPC ou les produits pétroliers.*
- *L'intensité de l'induction des OFM chez le poisson dépend de l'espèce, de la saison, du sexe, de l'âge, de la température, de l'alimentation et, plus particulièrement, de l'état reproductif, parfois suffisamment pour masquer les effets de la pollution.*
- *L'induction des OFM indique une exposition du poisson aux inducteurs ; l'importance du phénomène sur sa santé est inconnue.*

Beaucoup d'organismes détoxiquent les substances lipophiles par le truchement d'enzymes liées aux membranes, les oxydases à fonction mixte (OFM). Celles-

ci catalysent la conversion des toxiques en formes hydrosolubles, excrétables (Addison, 1984)[57]. Dans la nature, les OFM interviennent dans le métabolisme des stéroïdes, des vitamines et de certains acides biliaires. Ce sont des bio-indicateurs utiles parce qu'elles sont inductibles - leur activité augmente en présence de contaminants[58]. Elles se trouvent dans plusieurs organes mais chez les vertébrés, elles se concentrent dans le foie. Hodson *et al.* (1998) ont donné une synthèse complète, qui fait autorité, sur l'emploi des OFM dans l'évaluation des effluents.

Chez le poisson, peu de composés induisent les OFM. On a prouvé des teneurs élevées en OFM dans divers lieux contaminés par des HAP, des BPC ou des produits pétroliers (Addison, 1984 ; Payne *et al.*, 1987) ou dans des aquariums de laboratoire auxquels on avait ajouté du pétrole (p. ex. Payne, 1978 ; Payne et Fancey, 1982). Les effluents d'usine de pâtes à papier, de stations municipales d'épuration et d'égouts pluviaux peuvent se révéler de faibles inducteurs (Payne *et al.*, 1987 ; Andersson *et al.*, 1988 ; Hodson *et al.*, 1991). L'induction a notamment été causée par les dioxines et d'autres constituants des effluents des usines de pâtes qui pratiquaient un blanchiment poussé au chlore (Ahokas *et al.*, 1994). Les sources dans ces usines sont notamment la lessive de cuisson, la liqueur noire et les effluents de la première étape du blanchiment (Hodson *et al.*, 1997). Le traitement secondaire de l'effluent peut réduire ou éliminer l'induction des OFM (Martel et Kovacs, 1997). Dans une usine, les causes de l'induction des OFM se sont révélées être deux juvabiones, constituants naturels du bois de sapin baumier (Martel *et al.*, 1997). La réaction a servi à évaluer la puissance apparente des dibenzo-*p*-dioxines et des dibenzofurannes polychlorés (Parrott et Hodson, 1995). Théoriquement, l'induction des OFM est proportionnelle à la contamination du milieu, compte tenu de l'état physiologique du poisson et de la biodisponibilité des contaminants.

L'importance de l'induction des OFM pour la santé du poisson n'est pas connue (Payne *et al.*, 1987 ; Kleinow *et al.*, 1987 ; Hodson *et al.*, 1991). D'une part, une forte activité des OFM pourrait mener à une tolérance accrue de la pollution, à cause de l'élimination rapide des toxiques (Stegeman et Kloepper-Sams, 1987). De l'autre, la détoxication des HAP peut produire des métabolites réputés cancérogènes. Le petit nombre d'études sur la relation entre l'induction des OFM et la santé des poissons a montré des corrélations dans certains cas (Spies et Rice, 1988) mais non dans d'autres (Stegeman *et al.*, 1988). Sur l'apparition d'OFM chez les oiseaux on se demande s'il s'agit d'une acclimatation biochimique ou d'une adaptation (Fossi *et al.*, 1991).

L'induction des OFM peut servir d'alerte à une exposition aux HAP, aux BPC et à des effluents. Elle a servi à la détection de problèmes, p. ex. lors d'essais sur l'esturgeon du Saint-Laurent (Rousseaux *et al.*, 1995). Pour servir d'alerte, le dosage des OFM est des plus efficaces lorsqu'on utilise aussi d'autres biomarqueurs, pour vaincre la variabilité (Payne *et al.*, 1987 ; Jiminez *et al.*, 1990 ; Stein *et al.*, 1992). Une technique non destructive qui pourrait être utile en laboratoire mesure la fluorescence dans la vessie d'embryons de poissons. On ajoute le substrat EROD (7-éthoxyrésorufine-*o*-déséthylase) à l'eau à examiner et, si les toxiques recherchés sont présents, on peut mesurer la fluorescence avec une précision convenable (Nacci *et al.*, 1998).

L'activité des OFM chez le poisson connaît une variation fondamentale, sous l'action de nombreux facteurs physiologiques et environnementaux. L'espèce, la saison, le sexe, l'âge, la température, la situation alimentaire peuvent tous modifier l'induction des OFM, parfois suffisamment pour oblitérer les différences entre les emplacements (Hodson *et al.*, 1991 ; Kleinow *et al.*, 1987). L'état reproductif est le facteur biologique dont l'influence est la plus forte à cet égard (Hodson *et al.*, 1991). On observe aussi de fortes variations saisonnières d'OFM dans les emplacements non pollués. Le froid tend à retarder et à supprimer l'induction des OFM. La situation alimentaire peut aussi modérer la réponse des

---

57. Les OFM sont liées à des hémoprotéines contenant du fer, les cytochromes P-450 (ainsi nommés pour la longueur d'onde de leurs pics d'absorption) en tant qu'oxydases terminales (Payne *et al.*, 1987)

58. L'activité enzymatique des OFM est mesurable par l'accumulation des métabolites. Celle des mono-oxydases du foie se mesure habituellement par extraction des enzymes, puis mise à disposition d'un substrat réputé en induire l'action, comme le benz [*a*] pyrène. On mesure alors la vitesse d'accumulation des produits métabolisés. On dose systématiquement trois enzymes définies selon leur fonction, d'après le substrat utilisé (Stegeman *et al.*, 1988) : 1. l'*« aryl-hydrocarbon-hydroxylase »* (AHH), parfois appelée BaP-ase ou arylhydroxylase ; 2. l'éthoxyrésorufine-*o*-déséthylase (EROD) ; 3. la 7-éthoxycoumarine-*o*-déséthylase (ECOD). Parfois on se sert de la quantité de cytochrome P-450 comme indicateur de la quantité d'OFM, mais cette façon de faire est moins sensible que l'activité enzymatique (Payne *et al.*, 1987).

OFM, quoiqu'elle-même dépende souvent du cycle de reproduction (Jiminez et Burtis, 1988 ; Ankley et Reinert, 1988).

À cause de cette variabilité dans l'activité fondamentale des OFM, l'induction en milieu pollué peut aussi être variable, et les gradients des effets peuvent être difficiles à distinguer. En dépit de l'abondance des publications, peu d'expériences corrèlent l'activité des OFM et l'intervalle de contamination des sédiments (exemples dans Payne *et al.*, 1987 ; Stegeman *et al.*, 1988 ; Addison et Edwards, 1988). Il semble y avoir des rapports entre les concentrations environnementales d'inducteurs et l'activité des OFM, bien que ces rapports soient souvent embrouillés par la variabilité et la non-linéarité des réponses.

Aussi important que la variation, pour obtenir de bons résultats, est le choix d'une population d'organismes de référence, puisque l'activité des OFM est évaluée par l'écart entre un groupe exposé et un groupe témoin. On doit accorder beaucoup de soins à la sélection d'un groupe de référence comparable, ce qui n'est pas toujours faisable. À cause de l'influence de l'environnement sur l'activité locale des OFM (v. le paragraphe précédent), la prudence est de mise dans la comparaison des antécédents.

Dans la présente section, on a exposé à grands traits des études sur le poisson, mais d'autres organismes ont manifesté des réactions semblables des OFM. Des cellules de souris cultivées en laboratoire ont présenté une réponse sensible d'une OFM (l'EROD), qui permettrait le dosage biologique sensible de divers constituants des effluents des usines de pâtes (Koistinen *et al.*, 1998). On a dosé des OFM chez quantité d'autres organismes, des moules (Solé *et al.*, 1995) à des oiseaux comme l'étourneau (Trust *et al.*, 1994) et le goéland vivant en milieux anthropisés (Fossi *et al.*, 1991).

6.6 Perturbateurs du système endocrinien

Repères

- *Des études canadiennes effectuées près d'usines de pâte kraft blanchie, à la fin des années 1980 et au début des années 1990, ont révélé que la physiologie de la reproduction des poissons était perturbée. Des travaux récents en diverses localités montrent que les situations, loin d'exprimer un simple lien causal, sont complexes.*
- *Des anomalies sexuelles ont aussi été notées chez d'autres espèces fauniques, dans des cas nettement ou apparemment reliées à la pollution par les organochlorés.*
- *D'autres exemples de perturbation du système endocrinien concernent les organostanniques chez les escargots et le cyanure chez les poissons.*
- *Ce sujet a généralement intéressé le public et les scientifiques : des articles et des livres en parlent.*

Dans les années 1990, les effets subis, chez la faune, par la biochimie de la fonction de reproduction se sont retrouvés dans le collimateur de l'écotoxicologie. Ce type d'effet soulève un intérêt particulier au Canada, parce que des constituants des effluents des usines de pâtes agiraient de la sorte sur les organismes aquatiques. Des recherches suédoises dans la Baltique, au cours des années 1980, ont fait allusion à des effets sur la reproduction du poisson près des usines de pâte kraft blanchie (Södergren, 1987 ; Södergren *et al.*, 1988). Des études entreprises en 1988, dans le nord de l'Ontario, ont montré que le sérum des poissons exposés présentait une faible teneur en stéroïdes, notamment en testostérone et en œstradiol, avec les anomalies qui s'ensuivent dans le comportement de reproduction et le métabolisme des glucides (McMaster *et al.*, 1991; Munkittrick *et al.*, 1991). La croissance des poissons était plus lente que celle des témoins, ils arrivaient à maturité plus tard, avaient de plus petites gonades, les mâles présentaient des caractéristiques sexuelles secondaires atténuées, et les femelles n'arrivaient pas à produire des œufs de la bonne grosseur. D'autres effets étaient visibles. Depuis, on a noté des effets semblables ailleurs au Canada (rétrospective de Kovacs *et al.*, 1996).

D'autres constatations étaient inattendues, comme l'absence apparente d'effet sur la fécondation chez les poissons exposés à l'effluent de la fabrique et l'absence d'effet sur l'éclosabilité des œufs et la taille des alevins (McMaster *et al.*, 1992). En outre, dans une fabrique de pâte kraft blanchie, le traitement secondaire (pas plus que deux semaines d'arrêt des opérations) n'a pas amélioré les concentrations de stéroïdes influant sur la reproduction (Munkittrick *et al.*, 1992). Dans une autre fabrique pratiquant le traitement secondaire, les études n'ont révélé aucune diminution concluante des concentrations de stéroïdes (Servos *et al.*, 1992). Des études dans une rivière du Québec ont amené les chercheurs à conclure que les effets sur les gonades de poissons résultaient apparemment

de causes naturelles, plutôt que de l'exposition aux effluents d'usines de pâte kraft blanchie (Gagnon *et al.*, 1994).

De toute évidence le tableau toxicologique est complexe. Beaucoup de recherches ont été lancées, particulièrement au Canada, et une rétrospective éclairée des constatations jusqu'au milieu des années 1990 est donnée par Kovacs *et al.* (1996). La recherche s'est poursuivie et elle a prouvé que les effluents de fabriques réduisent la capacité des poissons de synthétiser les stéroïdes utiles à la reproduction (McMaster *et al.*, 1996). Les tentatives pour identifier les substances actives semblent incriminer des constituants naturels du bois transformé en pâte. Arcand-Hoy et Benson (1998) ont donné une synthèse de la physiologie endocrine du poisson dans ce contexte.

Des études parallèles ont porté sur d'autres organismes. Au Canada, la faible fécondité du grand héron et de l'aigle pourrait être reliée aux PCDD ou à d'autres molécules présentes dans les effluents des usines de pâte kraft blanchie, bien que d'autres causes soient possibles (Elliott *et al.*, 1989 ; Elliott et Norstrom, 1998). L'exemple le plus frappant provient peut-être des effets majeurs sur le développement de la fonction de reproduction des alligators du lac Apopka (Floride), causés en apparence par une forte pollution par les organochlorés (Guillette *et al.*, 1996). On peut trouver des rapports de synthèse sur les mécanismes et les effets de la perturbation du système endocrinien des mammifères et d'autres animaux (Gray *et al.*, 1998 ; Campbell et Hutchinson, 1998).

Depuis 1994 environ, la perturbation du système endocrinien a de plus en plus retenu l'attention du public et des scientifiques. Des substances non organochlorées ont été incriminées, et l'un des cas les plus connus a été la masculinisation des organes sexuels des limaces de mer consécutive à l'utilisation de tributyl-étain dans les peintures antisalissure des bateaux (synthèse de Matthiessen et Gibbs, 1998). On a observé des effets chez les poissons à la suite d'une exposition aux cyanures (Ruby *et al.*, 1993). De nombreuses publications ont suivi. On dispose de synthèses sur les mécanismes actifs des contaminants rappelant ceux des stéroïdes (Gillesby et Zacharewski, 1998) et des méthodes de dépistage de tels composés chimiques (Ankley *et al.*, 1998). Plusieurs livres ont aussi été publiés. Keith (1997) décrit les propriétés de 67 perturbateurs avérés ou soupçonnés du système endocrine. Chez les humains, les mécanismes (Naz, 1998) pourraient avoir un rapport avec l'écotoxicologie pour la faune mammalienne. Kendall *et al.* (1998) concentrent leur attention sur la faune, y compris les mammifères, les oiseaux et les poissons, tandis que Rolland *et al.* (1997) traitent plus particulièrement des poissons.

On est loin d'une connaissance complète de toute la gamme des effets, mais déjà les constatations ont puissamment contribué à la réduction des rejets chimiques dans l'environnement.

6.7 Biosurveillance continue en direct

Repères

- *La surveillance physico-chimique ou biologique continue d'un effluent permet d'avertir instantanément les exploitants d'une montée brusque et imprévue de polluant en leur donnant la possibilité d'éviter une atteinte aux eaux réceptrices.*
- *La biosurveillance en direct utilise le plus souvent les mouvements respiratoires du poisson, mais d'autres indicateurs ont été utilisés ou expérimentés.*
- *La biosurveillance exige un équipement électronique perfectionné. Difficile, l'analyse statistique des données chronologiques n'est pas normalisée. Les réactions des organismes varient selon l'heure, la saison ou l'état physiologique.*
- *La biosurveillance en direct est sporadiquement utilisée dans l'industrie.*

Régulièrement, on prélève des échantillons dans les effluents en vue de dosages et de la vérification de la toxicité. Comme, cependant, il faut plusieurs jours pour connaître les résultats, il peut être trop tard pour arrêter une pointe imprévue de rejet toxique. Un sursaut toxique de quelques heures ou de quelques jours peut passer inaperçu dans les calendriers réguliers d'échantillonnage. La surveillance continue peut remédier aux carences de l'échantillonnage périodique. Les mesures physico-chimiques en direct (comme du pH, de la conductivité ou de certaines substances) peuvent s'accompagner de prélèvements presque continus et de déclenchements d'alarmes en cas de comportement erratique des caractéristiques de l'effluent. On peut corriger la situation avant que le milieu ne reçoive un volume considérable d'effluent. Les dispositifs de biosurveillance continue pourraient fonctionner de même, tout en offrant les avantages complémentaires habituels

des paramètres biologiques.

Pour la biosurveillance continue, on dévie une partie de l'effluent dans des réservoirs où se trouvent des organismes dont on juge le bon état de santé par un aspect de leur comportement ou de leur physiologie qui est sous surveillance électronique continuelle. La dégradation de l'eau est signalée par un changement comportemental ou physiologique, que peut déceler très rapidement l'analyse informatisée : l'alerte est déclenchée. Voilà le scénario optimiste, et des systèmes de biosurveillance s'en sont inspirés avec plus ou moins de succès.

À ce jour, la plus grande partie de la biosurveillance biologique repose sur le poisson. Les paramètres les plus souvent mesurés sont les mouvements reliés à la respiration, particulièrement le débit d'irrigation des branchies et la « toux » (Carlson et Drummond, 1978 ; Thompson *et al.*, 1982 ; Fisher *et al.*, 1983 ; Westlake *et al.*, 1983 ; van der Schalie, 1986). L'augmentation de l'irrigation et de la toux sont depuis longtemps considérées comme des signes de stress (citations dans Thompson *et al.*, 1982).

Beaucoup d'autres organismes ont été utilisés, notamment les algues (van Hoof *et al.*, 1992 ; Pandard *et al.*, 1993) et les invertébrés benthiques (Coler *et al.*, 1988) mais, pour la plupart, les dispositifs sont encore expérimentaux. La surveillance en direct à l'aide de bactéries emploie une version automatisée des essais de mesure de la luminescence (Microbics, 1992 ; Qureshi *et al.*, 1998). Dans une variante, un manipulateur commandé par ordinateur reconstitue des cultures lyophilisées, prélève et mélange les prises d'essai et présente les cuvettes à un photomètre afin de mesurer l'émission lumineuse. L'ordinateur analyse les données et peut être programmé pour déclencher l'alarme si la luminescence diminue. Le système n'est pas continu à strictement parler, mais il effectue des tests horaires. D'autres organismes et réactions utilisés sont mentionnés ci-dessous.

L'invention de capteurs électroniques sensibles a révolutionné la biosurveillance (Pandard *et al.*, 1993). L'irrigation des branchies peut être mesurée par des électrodes fixées aux parois du réservoir afin de détecter le minuscule signal bioélectrique produit par la contraction des muscles pharyngiens du poisson. Les signaux sont amplifiés, accumulés et stockés sur ordinateur pour analyse. Cairns *et al.* (1980) décrivent ce dispositif en détail, et des capteurs et des logiciels beaucoup plus perfectionnés existent aujourd'hui (voir les références dans Isom, 1991). Les biocapteurs peuvent mesurer l'intensité de la photosynthèse chez les algues en détectant les variations de concentration d'oxygène dissous (Pandard *et al.*, 1993) ou en oxydant des composés porteurs spécifiques qui sont réduits pendant le transport des électrons à l'intérieur de la cellule de l'algue (Rawson *et al.*, 1987). L'assimilation respiratoire d'oxygène par les vers de vase (tubifex) peut être surveillée par des comparaisons continues de la concentration d'oxygène dissous en amont et en aval du compartiment où logent les vers (Coler *et al.*, 1988). Cependant, la plupart de ces méthodes n'ont pas encore été développées pour un usage répétitif, et le reste de cette discussion concerne le poisson.

Tous les dispositifs de biosurveillance continue font problème. Ils exigent des équipements de surveillance et d'enregistrement perfectionnés. Les poissons doivent être nourris, les réservoirs nettoyés et les organismes morts, malades ou en mauvais état doivent être retirés et remplacés. Le « bruit » accompagnant la nage ou la prise de nourriture peut masquer les signaux correspondant à l'irrigation des branchies. Il faut aussi : programmer le dispositif pour des seuils différents d'activité ou de réaction, selon l'heure, la saison ou l'état physiologique ; déterminer l'amplitude de la réponse à considérer comme significative pour l'environnement. Cela requiert l'étalonnage de la réponse du dispositif de surveillance à l'aide des effets toxiques observés dans des essais standard.

La bonne conception de ces systèmes consiste essentiellement à trouver l'équilibre entre la sensibilité et le bruit ou les fausses alertes (Cairns *et al.*, 1980). Le problème relève de la statistique et de la gestion. Pour le résoudre, on a utilisé deux approches : (1) garder un seul groupe de poissons dans l'eau usée, le stress étant signalé lorsque la réponse dévie d'une valeur de base historique, continuellement actualisée ; (2) garder un groupe de poissons dans l'eau usée et un groupe témoin dans de l'eau d'une source propre, l'effet étant déterminé par comparaison des deux groupes sur une période donnée. Dans les deux méthodes, les poissons sont logés individuellement pour éviter la confusion due aux interactions entre individus.

Dans le système à un groupe, l'analyse statistique est compliquée parce que les mesures successives sur chaque poisson ne sont pas indépendantes. Une approche simple

consiste à établir une moyenne et une variance de base pour le moment où le stress toxique est présumé nul, et d'y comparer les données de surveillance au moyen de statistiques paramétriques simples [59]. On a recommandé l'analyse de séries chronologiques pour actualiser régulièrement la valeur de base, mais, malheureusement, cette méthode, non normalisée, est en général difficile (Thompson *et al.*, 1982 ; Westlake *et al.*, 1983 ; Hayward *et al.*, 1988). La méthode à deux groupes permet la comparaison simple, non paramétrique, des réactions des poissons exposés et des témoins. Elle tolère aussi le bruit de fond parce que la variabilité causée par l'alimentation et les perturbations d'origine humaine est commune aux deux groupes (Hayward *et al.*, 1988). L'inconvénient est que l'eau usée et l'eau témoin diffèrent souvent par la température et la teneur en oxygène ou en solides, ce qui influe sur la respiration et d'autres fonctions (Hayward *et al.*, 1988).

Les systèmes de surveillance en continu ont trouvé des applications industrielles [60]. Ils peuvent aussi servir à surveiller les eaux réceptrices, après dérivation des eaux de surface par les réservoirs d'un laboratoire mobile. Il existe (ou il existait) aux États-Unis une firme-conseil spécialisée dans ce type de système mobile permettant d'évaluer les effets dans les effluents et les eaux de surface par le comportement des poissons et d'autres organismes.

---

59. De fait, il n'y a rien de simple dans le traitement statistique. Même le recours à la variance est difficile parce que la variabilité individuelle entre les poissons tend à augmenter quand ceux-ci sont stressés. Hayward *et al.* (1988) proposent même d'utiliser l'augmentation de la variance comme mesure de la réponse au stress, plutôt que l'augmentation de la réponse moyenne.

60. Le premier au Canada se serait probablement trouvé à Oakville (Ontario). Dans les années 1950, l'effluent final de la raffinerie Cities Service traversait un aquarium à l'entrée des bureaux de la société. Les poissons étaient « surveillés » par les passants.

Références

Abernethy, S.G. et G.F. Westlake, 1991, *Guidelines for pH adjustment of effluent samples for toxicity identification and reduction evaluations*, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Direction générale des ressources en eau, Toronto (Ont.)

Addison, R.F., 1984, p. 52-60, dans : *Contaminant effects on fisheries*, V.W. Cairns, P.V. Hodson et J.O. Nriagu (dir.), John Wiley & Sons, New York (N.Y.).

Addison, R.F. et A.J. Edwards, 1988, « Hepatic microsomal mono-oxygenase activity in flounder *Platichthys flesus* from polluted sites in Langesundfjord and from mesocosms experimentally dosed with diesel oil and copper », *Mar. Ecol. Prog. Ser., 46:*51-54.

AEP (Alberta Environmental Protection), 1978, Interim Alberta surface water quality guidelines, Alberta Environmental Protection, Edmonton (Alb.).

———, 1995, *Water quality based effluent limits procedures manual*, Alberta Environmental Protection, Environmental Regulatory Service, Edmonton (Alb.).

Agriculture Canada, 1987, *le Système canadien de classification des sols*, 2e éd., pub. n° 1646, Agriculture Canada, Direction générale de la recherche, Comité d'experts sur la prospection pédologique, Ottawa (Ont.).

Ahokas, J.T., D.A. Holdway, S.E. Brennan, R.W. Goudey et H.B. Bibrowska, 1994, « MFO activity in carp *(Cyprinus carpio)* exposed to treated pulp and paper mill effluent in Lake Coleman, Victoria, Australia, in relation to AOX, EOX and muscle PCDD/PCDF », *Environ. Toxicol. Chem., 13:*41-50.

Alabaster, J.S. et R. Lloyd (dir.), 1980, *Water quality criteria for freshwater fish.* Butterworths, London et Woburn (Mass.).

ALAC/ORSANCO (Aquatic Life Advisory Committee of the Ohio River Valley Water Sanitation Commission), 1955, « Aquatic life water quality criteria. First progress report », *Sewage Indust. Wastes, 27:*321-331.

Alden, R.W. III, 1992, « Uncertainty and sediment quality assessments: I. Confidence limits for the triad », *Environ. Toxicol. Chem., 11:*637-644.

Aldenberg, T. et W. Slob, 1991, *Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC data*, rapp. n° 719102002 du RIVM, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene (Institut national de la santé publique et de la protection de l'environnement), Bilthoven, Pays-Bas.

Alderdice, D.F. et J.R. Brett, 1957, « Some effects of kraft mill effluent on young Pacific salmon », *J. Fish. Res. Board Can., 14:*783-795.

Ames, B.N., 1996, « The causes of aging and cancer: The misinterpretation of animal cancer tests », *Human Ecol. Risk Assess., 2:* 6-9.

Ames, B.N., J. McCann et E. Yamaski, 1975, « Methods for detecting carcinogens and mutagens with *Salmonella*/mammalian microsome mutagenicity test », *Mutation Res., 31:* 347-364.

Anderson, P.D. et P.A. Spear, 1980, « Copper pharmacokinetics in fish gills. II. Body size relationships for accumulation and tolerance », *Water Res., 14:*1107-1111.

Anderson, S.L. et T.J. Norberg-King, 1991, « Letter to the editor. Precision of short-term chronic toxicity tests in the real world », *Environ. Toxicol. Chem., 10:*143-145.

Anderson, S.L. et G.C. Wild, 1994, « Linking genotoxic responses and reproductive success in ecotoxicology », *Environ. Health Perspect, 102 (suppl. 12):*9-12.

Anderson, S., W. Sadinski, L. Shugart, P. Brussard, M. Depledge, T. Ford, J. Hose, J. Stegeman, W. Suk, I. Wirgin et G. Wogan, 1994, « Genetic and molecular ecotoxicology: a research framework », *Environ. Health Perspect., 102 (suppl. 12):*3-8.

Anderson, S., N. Belfiore et F. Harrison, 1998, *Genotoxic effects in aquatic organisms: Methodologies, field-related applications and the role of genetic diversity*, rapport à la Commission de contrôle de l'énergie atomique et à Environnement Canada, août 1998.

Andersson, T., L. Forlin, J. Hardig et A. Larsson, 1988, « Physiological disturbances in fish living in coastal water polluted with bleached kraft pulp mill effluent », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45:*1525-1536.

Ankley, G.T., 1996, « Evaluation of metal/acid-volatile sulfide relationships in the prediction of metal bioaccumulation by benthic macroinvertebrates », *Environ. Toxicol. Chem., 15:*2138-2146.

Ankley, G.T. et L.P. Burkhard, 1992, « Identification of surfactants as toxicants in a primary effluent », *Environ. Toxicol. Chem., 11:*1235-1248.

Ankley, G.T. et R.E. Reinert, 1988, « Effects of commercial versus synthetic diets on hepatic xenobiotic-metabolizing enzymes in channel catfish », *Mar. Environ. Res., 24:*41-44.

Ankley, G.T. et M.K. Schubauer-Berigan, 1995, « Background and overview of current sediment toxicity identification evaluation procedures », *J. Aquat. Ecosystem Health, 4:*133-149.

Ankley, G.T., R.A. Hoke, J.P. Giesy et P.V. Winger, 1989, « Evaluation of the toxicity of marine sediments and dredge spoils with the Microtox® bioassay », *Chemosphere* , *18*:2069-2075.

Ankley, G.T., A. Katko et J.W. Arthur, 1990, « Identification of ammonia as an important sediment-associated toxicant in the lower Fox River and Green Bay, Wisconsin », *Environ. Toxicol. Chem.*, *9*:313-322.

Ankley, G.T., G.L. Phipps, E.N. Leonard, D.A. Benoit, V.R. Mattson, P.A. Kosian, A.M. Cotter, J.R. Dierkes, D.J. Hansen et J.D. Mahony, 1991a, « Acid-volatile sulphide as a factor mediating cadmium and nickel bioavailability in contaminated sediments », *Environ. Toxicol. Chem.*, *10*:1299-1308.

Ankley, G.T., M.K. Schubauer-Berigan et J.R. Dierkes, 1991b, « Predicting the toxicity of bulk sediments to aquatic organisms with aqueous test fractions: pore water vs. elutriate », *Environ. Toxicol. Chem.*, *10*:1359-1366.

Ankley, G.T., D.M. Di Toro, D.J. Hansen et W.J. Berry, 1996, « Assessing the ecological risk of metals in sediments », *Environ. Toxicol. Chem.*, *15*:2053-2055.

Ankley, G., E. Mihaich, R. Stahl, D. Tillitt, T. Colborn, S. McMaster, R. Miller, J. Bantle, P. Campbell, N. Denslow, R. Dickerson, L. Folmar, M. Fry, J. Giesy, L. E. Gray, P. Guiney, T. Hutchinson, S. Kennedy, V. Kramer, G. LeBlanc, M. Mayes, A. Nimrod, R. Patino, R. Peterson, R. Purdy, R. Ringer, P. Thomas, L. Touart, G. Van Der Kraak et T. Zacharewski, 1998, « Overview of a workshop on screening methods for detecting potential (anti-) estrogenic/androgenic chemicals in wildlife », *Environ. Toxicol. Chem.*, *17*:68-87.

APHA, AWWA, WEF (Amer. Public Health Assoc., Amer. Water Works Assoc. et Water Environment Federation), 1995, *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 19e éd., APHA, Washington, D.C.

API (American Petroleum Institute), 1988, *Fathead minnow 7-day test: Round robin study. Intra- and interlaboratory study to determine the reproducibility of the 7-day fathead minnow larval survival and growth test*, pub. n° 4468 de l'API, Amer. Petroleum Inst., Health & Environ. Sci. Dept, Washington, D.C.

Arcand-Hoy, L.D. et W.H. Benson, 1998, « Fish reproduction: An ecologically relevant indicator of endocrine disruption », *Environ. Toxicol. Chem.*, *17*:49-57.

Armitage, P.D., R.J.M. Gunn, M.T. Furse, J.F. Wright et D. Moss, 1987, « The use of prediction to assess macroinvertebrate response to river regulation », *Hydrobiologia*, *144*:25-32.

ASTM (American Society for Testing and Materials), 1997a, *Annual book of ASTM standards. Section 11, Water and environmental technology, vol. 11.5: Biological effects and environmental fate; biotechnology; pesticides*, ASTM, Philadelphie (Pa).

———, 1997b, *Standard guide for conducting acute toxicity tests with fishes, macroinvertebrates and amphibians. Annual Book of Standards, Section II, Water and Environmental Technology, Volume 11.05, ASTM Designation E 729-96*, p. 220-240, ASTM, Philadelphie (Pa).

Atema, J. et L.S. Stein, 1974, « Effects of crude oil in the feeding behaviour of the lobster, *Homarus americanus* », *Environ. Pollut.*, *6*:77-88.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 1998, CRCnetBASE™ 1999, CRC Press LLC, Boca Raton (Fla).

Ausmus, B.S. et E.G. O'Neill, 1978, « Comparison of carbon dynamics of three microcosm substrates », *Soil Biol. Biochem.*, *10*:425-430.

Ausley, L.W., 1996, « Effluent toxicity testing variability », p. 157-171, dans : *Whole effluent toxicity testing: An evaluation of methods and prediction of receiving system impacts*, D.R. Grothe, K.L. Dickson et D.K. Reed-Judkins (dir.), Soc. Environ. Toxicol. Chem., pub. hors-série du SETAC, SETAC Press, Pensacola (Fla).

Australie, 1989, *Pulp and paper industry package*, Commonwealth of Australia, Departments of Industry, Technology and Commerce; Arts, Sport, the Environment, Tourism and Territories; Primary Industries and Energy; and Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, Canberra (Australie), 76 p.

Bailey, H.C., J.L. Miller, M.J. Miller et B.S. Dhaliwal, 1995, « Application of toxicity identification procedures to the echinoderm fertilization assay to identify toxicity in a municipal effluent », *Environ. Toxicol. Chem.*, *14*:2181-2186.

Bailey, H.C., J.L. Miller, M.J. Miller, L.C. Wiborg, L. Deanovic et T. Shed, 1997, «Joint acute toxicity of Diazinon and Chlorpyrifos to *Ceriodaphnia dubia* », *Environ. Toxicol. Chem.*, *16*:2304-2308.

Baird, R.B., R. Berger et J. Gully, 1996, « Improvements in point estimation methods : d application to controlling aquatic toxicity test reliability », p. 103-130, dans : *Whole effluent toxicity testing: An evaluation of methods and prediction of receiving system impacts*, D.R. Grothe, K.L. Dickson et D.K. Reed-Judkins (dir.), Soc. Environ. Toxicol. Chem., pub. hors-série du SETAC, SETAC Press, Pensacola (Fla).

Banas, W.P. et J.B. Sprague, 1986, « Absence of acclimation to Parathion by rainbow trout during sublethal exposure », *Water Res.*, *20*:1229-1232.

F3

Barber, T.R., D.J. Chappie, D.J. Duda, P.C. Fuchsman et B.L. Finley, 1998, « Using a spiked sediment bioassay to establish a no-effect concentration for dioxin exposure to the amphipod *Ampelisca abdita* », *Environ. Toxicol. Chem., 17*:420-424.

Barbour, M.T., J.M. Diamond et C.O. Yoder, 1996, « Biological assessment strategies: applications and limitations », p. 245-270, dans : *Whole effluent toxicity testing: An evaluation of methods and prediction of receiving system impacts*, D.R Grothe, K.L. Dickson et D.K. Reed-Judkins (dir.), Soc. Environ. Toxicol. Chem., pub. hors-série du SETAC, SETAC Press, Pensacola (Fla).

Barnthouse, L.W., G.W. Suter II et A.E. Rosen, 1990, « Risks of toxic contaminants to exploited fish populations: influence of life history, data uncertainty and exploitation intensity », *Environ. Toxicol. Chem., 9*:297-311.

Baud-Grasset, F., S. Baud-Grasset et S.I. Safferman, 1993, « Evaluation of the bioremediation of a contaminated soil with phytotoxicity tests », *Chemosphere, 26*:1365-1374.

B.C. MELP (ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique), 1998, *British Columbia water quality guidelines (criteria): 1998 edition*, Direction générale de la gestion de l'eau, Section de la qualité de l'eau, Victoria (C.-B.), 30 p.

Beak (Beak Consultants Ltd.), 1979, *Toxicity of effluents from sulphite pulping operations practicing recovery and biological treatment*, rapport n° EPS 3-WP-79-9 (ex. économique et techn., Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Direction générale de la pollution de l'eau, Ottawa (Ont.), 51 p.

Beanlands, G.E. et P.N. Duinker, 1983, *Un cadre écologique pour l'évaluation environnementale au Canada*, Inst. Resource and Environ. Studies, Université Dalhousie, Halifax, et le Bureau fédéral d'examen des évalutions environnementales, Hull (Québec), 142 p.

Becker, D.S., G.R. Bilyard et T.C. Ginn, 1990, « Comparisons between sediment bioassays and alterations of benthic macroinvertebrate assemblages at a marine superfund site: Commencement Bay, Washington », *Environ. Toxicol. Chem., 9*:669-685.

Bedard, D., A. Haydon et D. Persaud, 1992, *Ontario Ministry of the Environment laboratory sediment biological testing protocol*, PIBS 2067E, Log 92-2309-074, OMOE, Water Resources Br., Rexdale (Ont.), 26 p.

BEIR (Biological Effects of Ionizing Radiation), 1973, « Biological effects of ionizing radiation report », *Bull. Atomic Scientists, March*:47-49.

Belfroid, A., W. Seinen, K. van Gestel et J. Hermens, 1993, « The acute toxicity of chlorobenzenes for earthworms *(Eisenia andrei)* in different exposure systems », *Chemosphere, 26*:2265-2277.

Benoit, D.A., P.K. Sibley, J.L. Juenemann et G.T. Ankley, 1997, « *Chironomus tentans* life-cycle test: design and evaluation for use in assessing toxicity of contaminated sediments », *Environ. Toxicol. Chem., 16*:1165-1176.

Benson, W.H. et R.T. Di Giullo, 1992, « Biomarkers in hazard assessment of contaminated sediments », p. 241-265, dans : *Sediment toxicity assessment*, G.A. Burton, Jr (dir.), Lewis Pub., Boca Raton (Fla).

Benton, M.J., M.L. Malott, S.S. Knight, C.M. Cooper et W.H. Benson, 1995, « Influence of sediment composition on apparent toxicity in a solid-phase test using bioluminescent bacteria », *Environ. Toxicol. Chem., 14:* 411-414.

Bergman, H.L. et E.J. Dorward-King, 1997, « Reassessment of metals criteria for aquatic life protection », (compte rendu de l'atelier Pellston) Soc. Environ. Toxicol. Chem., pub. hors-série du SETAC, SETAC Press, Pensacola (Fla).

Bermingham, N., C. Blaise et G. Costan, 1995, « Use of microscale aquatic toxicity tests to set "green standards" for general purpose cleaners », *Proc. 22nd Ann. Aquatic Toxicity Workshop*, St. Andrews (N.-B.), 1-5 oct. 1995.

Berry, W.J., D.J. Hansen, J.D. Mahony, D.L. Robson, D.M. Di Toro, B.P. Shipley, B. Rogers, J.M. Corbin et W.S. Boothman, 1996, « Predicting the toxicity of metal-spiked laboratory sediments using acid-volatile sulfide and interstitial water normalizations », *Environ. Toxicol. Chem., 15*:2067-2079.

Bertelsen, S.L., A.D. Hoffman, C.A. Gallinat, C.M. Elonen et J.W. Nichols, 1998, « Evaluation of log K_{OW} and tissue lipid content as predictors of chemical partitioning to fish tissues », *Environ. Toxicol. Chem., 17:* 1447-1455.

Besser, J.M., C.G. Ingersoll, E.N. Leonard et D.R. Mount, 1998, « Effect of zeolite on toxicity of ammonia in freshwater sediments: implication for toxicity identification evaluation procedures », *Environ. Toxicol. Chem., 17:* 2310-2317.

Birge, W.J., J.A. Black, T.M. Short et A.G. Westerman, 1989, « A comparative ecological and toxicological investigation of a secondary wastewater treatment plant effluent and its receiving stream », *Environ. Toxicol. Chem. 8:* 437-450.

Birtwell, I.K., 1989, « Comments on sensitivity of salmonids to reduced levels of dissolved oxygen and to pulp mill pollution in Neroutsos Inlet, British Columbia », *Canadian Tech. Rept Fish. Aquat Sci.*, 1695, 27 p.

Bitton, G. et B.J. Dutka, 1986, *Toxicity testing using microorganisms. Vol. 1.* CRC Press, Boca Raton (Fla).

BKH (Bongaerts, Kuyper, & Huiswaard Consulting) Engineers, 1990, *Ecotoxicological effects assessment: Extrapolation from single species toxicity data*, préparé

pour le ministère de l'Habitation, de la Planification matérielle et de l'environnement des Pays-Bas, La Haye, Pays-Bas, 97 p.

Black, J., 1983, «Field and laboratory studies of environmental carcinogenesis in Niagara River fish », *J. Great Lakes Res. 9:*326-334.

Blaise, C., R. Legault, N., Bermingham, R. van Coillie et P. Vasseur, 1984, « Microtest mesurant l'inhibition de la croissance des algues (CI50) par le dosage de l'ATP », *Sci. Tech. Eau, 17:*245-250.

Blaise, C., N. Bermingham et R. Van Coillie, 1985, « The integrated ecotoxicological approach to assessment of ecotoxicity », *Water Quality Bull., 10 (1):*3-10, 60-61.

Blaise, C., G. Sergy, P. Wells, N. Bermingham et R. Van Coillie, 1988, « Biological testing—development, application, and trends in Canadian Environmental Protection laboratories », *Toxicity Assess., 8:* 385-406.

Blaise, C., J.-F. Férard et P. Vasseur, 1998, « Microplate toxicity tests with microalgae: A review », p. 269-288, dans : 1998, *Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice*, Wells, P.G., K. Lee et C. Blaise (dir.), CRC Press, Boca Raton (Fla).

Blenkinsopp, S., P. Boileau, D. Kyle, G. Sergy et M. Fingas, 1996, « How to prepare water accommodated fractions from petroleum hydrocarbons for use in aquatic toxicity testing — the basics », *Proc. of 19th AMOP Meeting,* 12-14 juin 1996, vol. 1:515-528, Calgary (Alberta).

Bol, J., H.J.M. Verhaar, C.J. van Leeuwen et J.L.M. Hermens, 1993a, *Predictions of the aquatic toxicity of high-production-volume-chemicals. Part A: Introduction and methodology*, The Netherlands Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Diretoraat-Generaal Milieubeheer, nr. 1993/9a, 11 p. + annexes.

———, 1993b, *Predictions of the aquatic toxicity of high-production-volume-chemicals. Part B: prediction*, The Nertherlands Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Diretoraat-Generaal Milieubeheer, nr. 1993/9b, 125 p.

Bonsor, N., N. McCubbin et J.B. Sprague, 1988, *Kraft mill effluents in Ontario*, préparé pour le ministère de l'Environnement de l'Ontario, Secteur des pâtes et papiers de la Stratégie municipale et industrielle de dépollution, Comité consultatif technique, Toronto (Ont.)

Borgmann, U., R. Cove et C. Loveridge, 1980, « Effect of metals on the biomass production kinetics of freshwater copepods », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37:*567-575.

Borgmann, U., W.P. Norwood et I.M. Babirad, 1991, « Relationship between chronic toxicity and bioaccumulation of cadmium in *Hyalella azteca* », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 48:*1055-1060.

Botosaneanu, L. (dir.), 1986, *Stygofauna mundi. A faunistic, distributional, and ecological synthesis of the world fauna inhabiting subterranean waters (including the marine interstitial)*, E.J. Brill, Dr W. Backhuys, Leiden, Pays-Bas.

Bradley, R.W. et J.B. Sprague, 1985, « The influence of pH, water hardness, and alkalinity on the acute lethality of zinc to rainbow trout *(Salmo gairdneri)* », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42:* 731-736.

Brady, N.C., 1974, *The nature and properties of soils*, 8e éd., MacMillan Pub. Co., New York (N.Y.), 639 p.

Bretthauer, E.W., 1992, « The challenge of ecological risk assessment », *Environ. Toxicol. Chem., 11:*1661-1662.

Broderius, S.J., 1991, « Modeling the joint toxicity of xenobiotics to aquatic organisms: basic concepts and approaches », p. 107-127, dans : *Aquatic toxicology and risk assessment: 14e vol.*, M.A. Mayes et M.G. Barron (dir.), ASTM STP 1124, Amer. Soc. Testing and Materials, Philadelphie (Pa).

Bruce, R.D. et D.J. Versteeg, 1992, « A statistical procedure for modeling continuous toxicity data », *Environ. Toxicol. Chem., 11:*1485-1494.

Buikema, A.L. Jr et E.F. Benfield, 1979, « Use of macroinvertebrate life history information in toxicity tests », *J. Fish. Res. Board Can., 36:*321-328.

Buikema, A.L. Jr et J.R. Voshell Jr, 1993, « Toxicity studies using freshwater benthic macroinvertebrates », p. 344-398, dans : *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, D.M. Rosenberg et V.H. Resh (dir.), Chapman & Hall, New York (N.Y.)

Buikema, A.L. Jr, B.R. Niederlehner et J. Cairns Jr, 1982, « Biological monitoring, Part IV -- toxicity testing », *Water Res., 16:*239-262.

Burmaster, D.E., C.A. Menzie et J.S. Freshman, 1991, « Assessment of methods for estimating aquatic hazards at superfund-type sites: a cautionary tale », *Environ. Toxicol. Chem., 10:*827-842.

Burns, L.A., C.G. Ingersoll et G.A. Pascoe, 1994, « Ecological risk assessment: Application of new approaches and uncertainty analysis », *Environ. Toxicol. Chem., 13:*1873-1874.

Burton, G.A. Jr, 1991, « Assessing the toxicity of freshwater sediments », *Environ. Toxicol. Chem., 10:*1587-1628.

———, (dir.), 1992, *Sediment toxicity assessment*, Lewis Pub., Boca Raton (Fla).

Burton, G.A. Jr, T.J. Norberg-King, C.G. Ingersoll, G.T. Ankley, P.V. Winger, J. Kubitz, J.M. Lazorchak, M.E. Smith, E. Greer, F.J. Dwyer, D.J. Call, K.E. Day,

P. Kennedy et M. Stinson, 1996, « Interlaboratory study of precision: *Hyalella azteca* and *Chironomus tentans* freshwater sediment toxicity assays », *Environ. Toxicol. Chem., 15:*1335-1342.

Cairns, J. Jr, 1983, « Are single species toxicity tests alone adequate for estimating environmental hazard? », *Hydrobiologia, 100:*47-57.

———, (dir.), 1985, *Multispecies toxicity testing*, Pergamon Press, New York (N.Y.)

———, 1986, « What is meant by validation of predictions based on laboratory toxicity tests? », *Hydrobiologia, 137:* 271-278.

———, 1988a, « What constitutes field validation of predictions based on laboratory evidence? », p. 361-368, dans : *Aquatic toxicology and hazard assessment: 10th vol.*, W.J. Adams, G.A. Chapman et W.G. Landis (dir.), Amer. Soc. Testing and Materials, Philadelphie (Pa), ASTM STP 971.

———, 1992, « The threshold problem in ecotoxicology », *Ecotoxicology, 1:*3-16.

Cairns, J. Jr et P.V. McCormick, 1992, « Developing an ecosystem-based capability for ecological risk assessments », *The Environ. Professional, 14:*186-196.

Cairns, J., K.L. Dickson et A.W. Maki, 1978, « Summary and conclusions », p. 191-197, dans : *Estimating the hazard of chemical substances to aquatic life*, J. Cairns, K.L. Dickson et A.W. Maki (dir.), Amer. Soc. Testing and Materials, Philadelphie (Pa)., ASTM STP 657.

Cairns, J. Jr, K.W. Thompson, J.D. Landers Jr, M.T. McKee et A.C. Hendricks, 1980, « Suitability of some freshwater and marine fishes for use with a minicomputer interfaced biological monitoring system », *Water Resour. Bull., 16:*421-427.

Cairns, J. Jr, B.R. Niederlehner et E.P. Smith, 1992, « The emergence of functional attributes as endpoints in ecotoxicology », p. 111-128, dans : *Sediment toxicity assessment*, G.A. Burton, Jr (dir.), Lewis Pub., Boca Raton (Fla).

Cairns, J. Jr, B.R. Niederlehner et E.P. Smith, 1998, « Correspondence of a microscale toxicity test to responses to toxicants in natural systems », p. 539-547, dans : 1998, *Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice*, P.G. Wells, K. Lee et C. Blaise (dir.), CRC Press, Boca Raton (Fla).

Calabrese, E.J. et L.A. Baldwin, 1993, *Performing ecological risk assessments*, Lewis Pub., Ann Arbor, Mich., 288 p.

Californie, 1972, *Water quality control plan for ocean waters of California*, État de la Californie, The Resources Agency, State Water Resources Control Board, Sacramento, California. Rapport non numéroté.

Calleja, M.C. et G. Persoone, 1993, « The influence of solvents on the acute toxicity of some lipophilic chemicals to aquatic invertebrates », *Chemosphere, 26:*2007-2022.

Campbell, P.G.C. et P.M. Stokes, 1985, « Acidification and toxicity of metals to aquatic biota », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42:*2034-2049.

Campbell, P.M. et T.H. Hutchinson, 1998, « Wildlife and endocrine disrupters: requirements for hazard identification », *Environ. Toxicol. Chem., 17:*127-135.

Canfield, T.J., N.E. Kemble, W.G. Brumbaugh, F.J. Dwyer, C.G. Ingersoll et J.F. Fairchild, 1994, «Use of benthic invertebrate community structure and the sediment quality triad to evaluate metal contaminated sediment in the Upper Clark Fork River, Montana », *Environ. Toxicol. Chem., 13:*199-2012.

Canton, S.P. et W.D. Van Derveer, 1997, « Selenium toxicity to aquatic life: an argument for sediment-based water quality criteria », *Environ. Toxicol. Chem., 16:*1255-1259.

Carder, J.P. et K.D. Hoagland, 1998, « Combined effects of Alachlor and Atrazine on benthic algal communities in artificial streams », *Environ. Toxicol. Chem. 17:*1415-1420.

Carlson, R.W. et R.A. Drummond, 1978, « Fish cough response — a method for evaluating quality of treated complex effluents », *Water Res., 12:*1-6.

Carlson, A.R., G.L. Phipps, V.R. Mattson, P.A. Kosian et A.M. Cotter, 1991, « The role of acid-volatile sulphide in determining cadmium bioavailability and toxicity in freshwater sediments », *Environ. Toxicol. Chem., 10:*1309-1320.

Carr, R.S., 1998, « Marine and estuarine porewater toxicity testing », p. 5232-5238, dans : 1998, *Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice*, P.G. Wells, K. Lee et C. Blaise (dir.), CRC Press, Boca Raton (Fla).

Carr, R.S., E.R. Long, H.I. Windom, D.C. Chapman, G. Thursby, G.M. Sloane et D.A. Wolfe, 1996, « Sediment quality assessment studies of Tampa Bay, Floride », *Environ. Toxicol. Chem., 15:*1218-1231.

Carrier, R. et T.L. Beitinger, 1988, « Reduction in thermal tolerance of *Notropis lutrensis* and *Pimephales promelas* exposed to cadmium », *Water Res., 22:*511-515.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1991a, Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés, rapport CCME EPC-CS34, CCME, sous-comité des critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés, Winnipeg (Man.), 20 p.

———, 1991b, « Appendix IX. A protocol for the derivation

of water quality guidelines for the protection of aquatic life », (avril 1991), dans : *Canadian water quality guidelines*, Canadian Council of Resource and Environment Ministers. 1987, préparé par Task Force on Water Quality Guidelines. [Reprinted in CCME 1998].

———, 1992, National classification system for contaminated sites. Rept no. CCME EPC-CS39E, préparé par CCME Subcommittee on Classification of Contaminated Sites, CCME, Winnipeg (Man.),54 p.

———, 1993a, «Appendix XV. Canadian water quality guidelines. Updates (October 1993). Protocols for deriving water quality guidelines for the protection of agricultural water uses », dans : *Canadian water quality guidelines*. CCREM. 1987, préparé par Task Force on Water Quality Guidelines, 18 p.

———, 1993b, Guidance manual on sampling, analysis, and data management for contaminated sites. Volume I: main report. Rept no. CCME-EPC-NCS-62E, CCME, Winnipeg (Man.), 71 p.

———, 1993c, Guidance manual on sampling, analysis, and data management for contaminated sites. Volume II: analytical method summaries. Rept no. CCME-EPC-NCS-66E. CCME, Winnipeg (Man.), 171 p.

———, 1995, Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. Rept CCME EPC-98E. CCME, Task Group on Water Quality Guidelines, Ottawa (Ont.) 38 p.

———, 1996a, Guidance manual for developing site-specific soil quality remediation objectives for contaminated sites in Canada. Rapport non numéroté., CCME, Subcommittee on Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites. Winnipeg (Man.), 50 p.

———, 1996b, A protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines. Rapport non numéroté., CCME Subcommittee on Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites, Winnipeg (Man.), 169 p.

———, 1996c, Canadian environmental quality guidelines for dioxins and furans. CCME Task Group on Water Quality Guidelines, Ottawa. Final draft.

———, 1996d, A framework for ecological risk assessment. General guidance. Unnumbered rept, CCME, Subcommittee on Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites, Winnipeg (Man.), 50 p.

———, 1996e, A framework for ecological risk assessment. Technical appendices. Rapport non numéroté., CCME, Subcommittee on Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites, Winnipeg (Man.), 140 p.

———, 1997a, Recommended Canadian soil quality guidelines. Rapport non numéroté., CCME, Subcommittee on Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites. Winnipeg (Man.), 185 p.

———, 1997b, Protocol for the derivation of Canadian tissue residue guidelines for the protection of wildlife that consume aquatic biota. CCME Task Group on Water Quality Guidelines, Ottawa.

———, 1998, Canadian environmental quality guidelines, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg (Man.).

CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement), 1987, Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, préparé par le groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux, Ottawa (Ont.)

CEE (Communauté économique européenne), 1992a, *Development and validation of methods for evaluating chronic toxicity to freshwater ecosystems*, rapport f inal (sommaire), EEC, Environ. Res. Programme, Assessment of Risk Associated with Chemicals (Ecotoxicology), Bruxelles.

———, 1992b, « Part C: Methods for the determination of ecotoxicity », Journal officiel des communautés européennes, L 383 A, *vol. 35:*163-235.

CEPA (Canadian Environmental Protection Act), 1988, Interim guidance for the application of rapidly rendered harmless (RRH) and trace contaminants (orientations provisoires pour l'application des [notions de] contaminants rapidement rendus inoffensifs et des contaminants à l'état de traces. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, L.R., ch. 16 (4e suppl.), paragraphe 71(3).

Chapman, G.A., B.S. Anderson, A.J. Bailer, R.B. Baird, R. Berger, D.T. Burton, D.L. Denton, W.L. Goodfellow Jr, M.A. Heber, L.L. McDonald, T.J. Norberg-King, P.J. Ruffier, 1996, « Methods and appropriate endpoints, discussion synopsis », p. 51-82, dans : *Whole effluent toxicity testing: an evaluation of methods and prediction of receiving system impacts*, D.R. Grothe, K.L. Dickson et D.K. Reed-Judkins (dir.), Soc. Environ. Toxicol. Chem., pub. hors-série du SETAC, SETAC Press, Pensacola (Fla).

Chapman, P.M., 1986, « Sediment quality criteria from the sediment quality triad: An example », *Environ. Toxicol. Chem., 5:*957-964.

———, 1989a, « A bioassay by any other name might not smell the same », *Environ. Toxicol. Chem., 8:*557.

———, 1989b, « Review. Current approaches to developing sediment quality criteria », *Environ. Toxicol. Chem., 8:* 589-599.

———, 1990, « The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation », *Science Total Environ., 97/98:*815-825.

———, 1995, « Ecotoxicology and pollution — Key issues »,

*Marine Pollution Bull., 31:*167-177.

———, 1996, « Presentation and interpretation of sediment quality triad data », *Ecotoxicology, 5:*327-339.

Chapman, P.M. et R. Fink, 1984, « Effects of Puget Sound sediments and their elutriates on the life cycle of *Capitella capitata* », *Bull. Environ. Contam. Toxicol., 33:*451-459.

Chapman, P.M., R.N. Dexter et E.R. Long, 1987, « Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community structure (the sediment quality triad) in San Francisco Bay », *Mar. Ecol. Prog. Ser., 37:*75-96.

Chapman, P.M., E.A. Power, R.N. Dexter et H.B. Anderson, 1991, « Evaluation of effects associated with an oil platform, using the sediment quality triad », *Environ. Toxicol. Chem., 10:*407-424.

Chapman, P.M., E.A. Power et G.A. Burton Jr, 1992, « Integrative assessments in aquatic ecosystems », p. 313-340, dans : *1992, Sediment toxicity assessment*, G.A. Burton, Jr (dir.), Lewis Pub., Boca Raton (Fla).

Chapman, P.M., A. Fairbrother et D. Brown, 1998, « A critical evaluation of safety (uncertainty) factors for ecological risk assessment », *Environ. Toxicol. Chem., 17:*99-108.

Chevrier, A. et L. Porebski, 1993, Development of marine bioassays for use in pollution prevention — An example: Ocean disposal, *Symp. on Environ. Effects Monitoring (EEM)*, Québec, octobre 1993.

Chevrier, A. et P. Topping, 1998, *National guidelines for monitoring dredged and excavated material at ocean disposal sites*. Rapport non numéroté, déc. 1998, Environment Canada, Division du milieu marin, Programme d'immersion en mer, Ottawa.

Christensen, E.R. et C-Y Chen, 1991, « Modeling of combined toxic effects of chemicals », *Toxic Substances J., 11:*1-63.

Clements, W.H. et P.M. Kiffney, 1996, « Validation of whole effluent toxicity tests: Integrated studies using field assessments, microcosms, and mesocosms », p. 229-244, dans : *Whole effluent toxicity testing: an evaluation of methods and prediction of receiving system impacts*, D.R. Grothe, K.L. Dickson et D.K. Reed-Judkins (dir.), Soc. Environ. Toxicol. Chem., pub. hors-série du SETAC, SETAC Press, Pensacola (Fla).

Clements, W.H., D.S. Cherry et J. Cairns Jr, 1988, « Structural alterations in aquatic insect communities exposed to copper in laboratory streams », *Environ. Toxicol. Chem., 7:*715-722.

Coler, R.A., M.S. Coler et P.T. Kostecki, 1988, « Tubificid behaviour as a stress indicator », *Water Res., 22:*263-267.

Costan, G., N. Bermingham, C. Blaise et J.F. Ferard, 1993, « Potential Ecotoxic Effects Probe (PEEP): A novel index to assess and compare the toxic potential of industrial effluents », *Environ. Toxicol. Water Qual., 8:*115-140.

Cripe, G.M., A. Ingley-Guezou, L.R. Goodman et J. Forester, 1989, « Effect of food availability on the acute toxicity of four chemicals to *Mysidopsis bahia* (Mysidacea) in static exposures », *Environ. Toxicol. Chem., 8:*333-338.

Crossland, N.O. et G.C. Mitchell, 1992, « Use of outdoor artificial streams to determine threshold toxicity concentrations for a petrochemical effluent », *Environ. Toxicol. Chem., 11:*49-59.

Curtis, G.L., 1990, « Recovery of offshore lake trout *(Salvelinus namaycush)* population in eastern Lake Superior », *J. Great Lakes Res., 16:*7-15.

Cusimano, R.F., D.F. Brakke et G.A. Chapman, 1986, « Effects of pH on the toxicities of cadmium, copper, and zinc to steelhead trout *(Salmo gairdneri)* », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 43:*1497-1503.

Danielopol, D.L., 1992, « New perspective in ecological research of groundwater organisms », p. 15-22, dans : *Proc. First International Conference on Ground Water Ecology*, 26-29 avril 1992, J.A. Stanford et J.J. Simons (dir.), Tampa (Fla).

Dankwardt, A., S. Pullen et B. Hock, 1998, « Immunoassays: applications for the aquatic environment », p. 13-29, dans : 1998, *Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice*, P.G. Wells, K. Lee et C. Blaise (dir.), CRC Press, Boca Raton (Fla).

Dasappa, S.M. et R. Loehr, 1991, « Toxicity reduction in contaminated soil bioremediation processes », *Water Res., 25:*1121-1130.

Davies, P.H. et J.D. Woodling, 1980, « Importance of laboratory-derived metal toxicity results in predicting in-stream response of resident salmonids », p. 281-299, dans : *Aquatic toxicology*, ASTM STP 707, J.G. Eaton, P.R. Parrish et A.C. Hendricks (dir.), ASTM, Philadelphie (Pa).

Day, K.E., 1991, « Effects of dissolved organic carbon on accumulation and acute toxicity of fenvalerate, deltamethrin and cyhalothrin to *Daphnia magna* (Straus) », *Environ. Toxicol. Chem., 10:*91-101.

Day, K., T. Reynoldson et D. Rosenberg, 1996, « The reference condition: Implications for biomonitoring of water and sediment quality in Canada », Soc. Environ. Toxicol. Chemistry, Pensacola (Fla), *SETAC News, nov. 1996:*15-16.

Denizeau, F., 1998, « The use of fish cells in the toxicological evaluation of environmental contaminants », p. 113-128, dans : *1998, Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice*, P.G., Wells, K. Lee et C. Blaise (dir.), CRC Press, Boca Raton (Fla).

de Peyster, A. et K. Day, 1998, « Ecological risk assessment: A meeting of policy and science », *Soc. Environ. Toxicol. Chem.*, SETAC Press, Pensacola (Fla), 225 p.

Detenbeck, N.E., P.W. DeVore, G.J. Niemi et A. Lima, 1992, « Recovery of temperate-stream fish communities from disturbance: A review of case studies and synthesis of theory », *Environ. Manage., 16:*33-53.

Dewey, S.L., 1986, « Effects of the herbicide atrazine on aquatic insect community structure and emergence », *Ecology, 67:*148-162.

DeWitt, T.H., G.R. Ditsworth et R.C. Swartz, 1988, « Effects of natural sediment features on survival of the phoxocephalid amphipod *Rheopoxynius abronius* », *Mar. Environ. Res., 25:*99-124.

Dewitt, T.H., R.C. Swartz et J.0. Lamberson, 1989, « Measuring the acute toxicity of estuarine sediments », *Environ. Toxicol. Chem. 8:*1035-1048.

Diaz, R.J., 1992, « Ecosystem assessment using estuarine and marine benthic community structure », p. 67-85, dans : *Sediment toxicity assessment*, G.A. Burton (dir.), Lewis Publishers, Boca Raton (Fla).

Dickson, K.L., W.T. Waller, J.H. Kennedy et L.P. Ammann, 1992, « Assessing the relationship between ambient toxicity and instream biological response », *Environ. Toxicol. Chem., 11:*1307-1322.

Di Toro, D.M., J.D. Mahony, D.J. Hansen, K.J. Scott, M.B. Hicks, S.M. Mayr et M.S. Redmond, 1990, « Toxicity of cadmium in sediments: The role of acid volatile sulfide », *Environ. Toxicol. Chem., 9:*1487-1502.

Di Toro, D.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, W.J. Berry, R.C. Swartz, C.E. Cowan, S.P. Pavlou, H.E. Allen, N.A. Thomas et P.R. Paquin, 1991, « Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals by using equilibrium partitioning », *Environ. Toxicol. Chem., 10:*1541-1586.

Dixon, D.G. et J.W. Hilton, 1981, « Influence of available dietary carbohydrate content on tolerance of waterborne copper by rainbow trout », *J. Fish. Biol., 19:*509-517.

———, 1985, « Effects of available dietary carbohydrate and water temperature on the chronic toxicity of waterborne copper to rainbow trout *(Salmo gairdneri)* », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42:*1007-1013.

Dixon, D.G. et J.B. Sprague, 1981a, « Acclimation to copper by rainbow trout *(Salmo gairdneri)* — A modifying factor in toxicity », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 38:*880-888.

———, 1981b, « Copper bioaccumulation and hepatoprotein synthesis during acclimation to copper by juvenile rainbow trout », *Aquatic Toxicol., 1:*69-81.

Dixon, W.J. et F.J. Massey Jr, 1969, *Introduction to statistical analysis*, 3e éd., McGraw-Hill, New York.

Doe, K.G., W.R. Ernst, W.R. Parker, G.R.J. Julien et P.A. Hennigar, 1988, « Influence of pH on the acute lethality of fenitrothion, 2,4-D and aminocarb and some pH-altered sublethal effects of aminocarb on rainbow trout *(Salmo gairdneri)* », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45:*287-293.

Douglas, W.S. et M.T. Horne, 1997, « The interactive effects of essential ions and salinity on the survival of *Mysidopsis bahia* in 96-h acute toxicity tests of effluents discharged to marine and estuarine receiving waters », *Environ. Toxicol. Chem., 16:*1996-2001.

Donnelly, K.C., K.W. Brown, C.S. Anderson et J.C. Thomas, 1991, « Bacterial mutagenicity and acute toxicity of solvent and aqueous extracts of soil samples from an abandoned chemical manufacturing site », *Environ. Toxicol. Chem., 10:*1123-1131.

Dowdy, D.L. et T.E. McKone, 1997, « Predicting plant uptake of organic chemicals from soil or air using octanol/water and octanol/air partition ratios and a molecular connectivity index », *Environ. Toxicol. Chem., 16:*2448-2456.

Durand, M.J., V. Cruciani, S. Alexandre, J.C. Hoflack, H. Bessi, C. Blaise et P. Vasseur, 1998, « *In vitro* assays for detection of nongenotoxic carcinogens », p. 129-140, dans : 1998, *Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice*, P.G. Wells, K. Lee et C. Blaise (dir.), CRC Press, Boca Raton (Fla).

Dutka, B.J. et G. Bitton, 1986, *Toxicity testing using microorganisms. Vol. 2*, CRC Press, Boca Raton (Fla).

Dutka, B.J., K. Jones, K.K. Kwan, H. Bailey et R. McInnis, 1988, « Use of microbial and toxicant screening tests for priority site selection of degraded areas in water bodies », *Water Res., 22:*503-510.

Eagleson, K.W., D.L. Lenat, L.W. Ausley et F.B. Winborne, 1990, « Comparison of measured instream biological responses with responses predicted using the *Ceriodaphnia dubia* chronic toxicity test », *Environ. Toxicol. Chem., 9:* 1019-1028.

EC (Environnement Canada), 1971, *Pulp and paper effluent regulations*, rapport 1 de la collection « Règlements, codes et protocoles », Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa (Ont.), 7 p.

———, 1972, *Guidelines for the pulp and paper effluent regulations*, rapport 2 de la collection « Règlements, codes et protocoles », Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa, 21 p.

———, 1990a, Méthode d'essai biologique : essai de létalité aiguë sur la truite arc-en-ciel, SPE 1/RM/9, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

———, 1990b, Méthode d'essai biologique : essai de létalité aiguë sur l'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*), SPE 1/RM/10, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

———, 1990c, Méthode d'essai biologique : essai de létalité aiguë sur *Daphnia* sp., SPE 1/RM/11, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

———, 1990d, Document d'orientation sur le contrôle de la précision des essais de toxicité au moyen de produits toxiques de référence, SPE 1/RM/12, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

———, 1990e, Méthode d'essai biologique : méthode de référence pour la détermination de la létalité aiguë d'effluents chez la truite arc-en-ciel, SPE 1/RM/13, Environnement Canada. Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

———, 1990f, Méthode d'essai biologique : méthode de référence pour la détermination de la létalité aiguë d'effluents chez *Daphnia magna*, SPE 1/RM/14, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

———, 1992a, Méthode d'essai biologique : essai de reproduction et de survie sur le cladocère *Ceriodaphnia dubia*, SPE 1/RM/21, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

———, 1992b, Méthode d'essai biologique : essai de croissance et de survie sur des larves de tête-de-boule, rapport SPE 1/RM/22, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

———, 1992c, Méthode d'essai biologique : essai de toxicité sur la bactérie luminescente *Photobacterium phosphoreum*, SPE 1/RM/24, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

———, 1992d, Méthode d'essai biologique : essai d'inhibition de la croissance de l'algue d'eau douce *Selenastrum capricornutum*, rapport SPE 1/RM/25, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

———, 1992e, Méthode d'essai biologique : essai de toxicité aiguë de sédiments chez des amphipodes marins ou estuariens, SPE 1/RM/26, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

———, 1992f, Méthode d'essai biologique : méthode de référence pour la détermination de la létalité aiguë d'effluents chez *Daphnia magna*, SPE 1/RM/27. Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

———, 1992g, *Fertilization assay with echinoids: Interlaboratory evaluation of test options*, Environnement Canada, Conservation et protection, Direction du développement technologique, Ottawa. Rapport non publié. 45 p. plus annexe.

———, 1992h, « Règlements sur les dioxines et les furannes chlorés dans les effluents des fabriques de pâtes et papiers, *Gazette du Canada, Partie II*, vol. 126, n° 11, 20 mai 1992, p. 1940-1954.

———, 1993a, Canadian toxicological testing laboratory accreditation program. Program description. Environnement Canada, Environ. Technol. Advancement Dir., Ottawa, 26 p.

———, 1993b, A discussion paper on ocean disposal. Environnement Canada, Environ. Prot., Marine Environ. Div., Ottawa, 22 p.

———, 1993c, Interim monitoring guidelines for ocean disposal. Environnement Canada, Environmental Protection, Marine Environ. Div., Ottawa, 34 p.

———, 1994a, Towards a toxic substances management policy for Canada. A discussion document for consultation purposes. Environnement Canada, Ottawa, sept. 1994, 23 plus 29 p.

———, 1994b, Biological monitoring guidelines. Addendum to the interim monitoring guidelines for ocean disposal. Environnement Canada, Environmental Protection, Marine Environ. Div., Ottawa, 6 p.

———, 1994c, Document d'orientation sur le prélèvement et la préparation de sédiments en vue de leur caractérisation physico-chimique et d'essais biologiques, SPE 1/RM/29, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

———, 1994d, *A review of whole organism bioassays for assessing the quality of soil, freshwater sediment, and fresh water in Canada*, rapport n° 198 des Services scientifiques, rédigé par C. Keddy, J.C. Greene et M.A. Bonnell pour Environnement Canada, Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Ottawa, 185 p.

———, 1994e, *A framework for ecological risk assessment at contaminated sites in Canada: Review and recommendations*, rapport n° 199 des Services scientifiques, rédigé par C. Gaudet, EVS Environment Consultants, et ESSA Environmental and Social Systems Analysts pour Environnement Canada, Direction générale de la conservation des écosystèmes, Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Ottawa, 108 p.

———, 1994f, *Interim guidance for the application of rapidly rendered harmless and trace contaminants*, document non publié, novembre 1994, Environnement Canada, Division du milieu marin, Ottawa, 6 p.

———, 1995a, Document d'orientation sur la mesure de la

précision des essais de toxicité sur sédiment de contrôle dopé avec un produit toxique de référence, SPE 1/RM/30, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

———, 1995b, Guide des utilisateurs de la Demande de permis (immersion en mer), SPE 1/MA/1, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Division du milieu marin, Ottawa.

———, 1995c, *Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments*, Environnement Canada, Division des recommandations, Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Ottawa.

———, 1996a, *Application of recommended whole organism bioassays in the assessment of contaminated sites in Canada*, préparé par C. Keddy, J.C. Greene et M.A. Bonnell pour Environnement Canada, Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Ottawa.

———, 1996b, *1996 national compendium monitoring at ocean disposal sites in Canada*, Rapport non numéroté, Environnement Canada, Division du milieu marin, Ottawa, 36 p.

———, 1996c, *Interim data interpretation guidelines for monitoring at ocean disposal sites*, rapport non numéroté, Environnement Canada, Division du milieu marin, Ottawa, 2 p.

———, 1997a, Méthode d'essai biologique : essai de survie et de croissance des larves dulcicoles de chironomes *(Chironomus tentans* ou *Chironomus riparius)* dans les sédiments, SPE 1/RM/32, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

———, 1997b, Méthode d'essai biologique : essai de survie et de croissance de l'amphipode dulcicole *Hyalella azteca* dans les sédiments, SPE 1/RM/33, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

———, 1997c, Toxicology Expert Working Group report. EEM/1997/5, Environnement Canada, Ottawa.

———, 1997d, Évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, guide version 1.0, mars 1997, EC, ESP/2/CC/3F, Environnement Canada, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Division de l'évaluation des produits chimiques, Ottawa.

———, 1998, Méthode d'essai biologique : essais toxicologiques sur des salmonidés (truite arc-en-ciel) aux premiers stades de leur cycle biologique, 2e édition, SPE 1/RM/28, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

———, 1999, Méthode d'essai biologique : essai de mesure de l'inhibition de la croissance de la plante macroscopique dulcicole *Lemna minor*, SPE 1/RM/37, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

———, 2000a, Exigences en matière de suivi des effets sur l'environnement aquatique par les fabriques de pâtes et papiers, annexe 1, à l'ESEE/2000/1, Environnement Canada, Ottawa.

———, 2000b, Guide technique par l'ESEE/2000/2 des fabriques de pâtes et papiers, Environnement Canada, Ottawa.

———, en préparation, a, Guidance document on statistical methods for estimating endpoints of toxicity tests, rapport SPE 1/RM/??, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

———, en préparation, b, Biological test method, Test for growth and survival in sediment using marine or estuarine polychaete worms, SPE 1/RM/??, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

EC et SBSC (Environnement Canada ainsi que Santé et Bien-être social Canada), 1993, Directives pour la déclaration et les essais des substances nouvelles : substances chimiques et polymères. Conformément au *Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles* sous le régime de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, Environnement Canada, Conservation et protection ainsi que Santé et Bien-être social Canada, Direction générale de la protection de la santé, Ottawa, 220 p.

Eisenhart, C., M.W. Hastay et W.A. Wallis, 1947, *Techniques of statistical analysis*, McGraw-Hill, New York.

Elliot, J.E., R.W. Butler, R.J. Norstrom et P.E. Whitehead, 1989, « Environmental contaminants and reproductive success of great blue herons *Ardea herodias* in British Columbia, 1986-87 », *Environ. Pollut., 59*:91-114.

Elliot, J.E. et R.J. Norstrom, 1998, « Chlorinated hydrocarbon contaminants and productivity of bald eagle populations on the Pacific coast of Canada », *Environ. Toxicol. Chem., 17*:1142-1153.

Elson, P.F., 1966, « Impact on salmon of spraying insecticide over forests », Advances in Water Pollut. Res., *Proc. 3rd Internat. Conf., Munich, 1966, 1*:55-74.

———, 1974, « Impact of recent economic growth and industrial development on the ecology of Northwest Miramichi Atlantic salmon *(Salmo salar)* », *J. Fish. Res. Board Can., 31*:521-544.

Elzerman, A. (dir.), 1992, « Structure-activity relationships for environmental applications », *Environ. Toxicol. Chem. 11*:885-992.

Emans, H.J.B., E.J. v.d. Plassche, J.H. Canton,

P.C. Okkerman et P.M. Sparenburg, 1991, « Validation of some extrapolation methods used for effect assessment », *Environ. Toxicol. Chem., 12:*2139-2154.

Emery, V.L. Jr, D.W. Moore, B.R. Gray, B.M. Duke, A.B. Gibson, R.B. Wright et J.D. Farrar, 1997, « Development of a chronic sublethal sediment bioassay using the estuarine amphipod *Leptocheirus plumulosus* (Shoemaker) », *Environ. Toxicol. Chem., 16:*1912-1920.

Ernst, W., K. Doe, P. Jonah, J. Young, G. Julien et P. Hennigar, 1991, « The toxicity of chlorothalonil to aquatic fauna and the impact of its operational use on a pond ecosystem », *Arch. Environ. Contam. Toxicol., 21:*1-9.

ÉTIMA (Programme d'évaluation des techniques de mesure d'impact en milieu aquatique), 1997, *Toxicity assessment of mining effluents using up-stream or reference site waters and test organism acclimation techniques*, effectué pour le programme d'ÉTIMA par ESG International Ltd., Ottawa (Ont.), déc. 1997.

———, 1998a, *Summary of cost-effectiveness evaluation of aquatic effects monitoring technologies applied in the 1997 AETE field evaluation program*, effectué pour le programme d'ÉTIMA par Beak International Inc. et Golder Associates Ltd., Ottawa (Ont.), sept. 1998.

———, 1998b, *Addition tool evaluations: Evaluation of receiving water as dilution water in effluent toxicity testing*, effectué pour le programme d'ÉTIMA par Beak International Inc., Ottawa (Ont.), sept. 1998.

Evans, R.D., J.R. Wisniewski et J. Wisniewski (dir.), 1997, « The interactions between sediments and water », *Proceedings of the 7th Internat. Sympos. Kluwer Acad. Pub.*, Norwell (Mass.), 739 p.

Fahmy, F.K. et K. Schiefer, 1980, « Application of the toxic contributions concept to multi-stream effluents », *Proc. Internat. sympos. on principles for interpretation of results of testing procedures in ecotoxicology*, 30 sept.-2 oct. 1980, Valbonne (France.) [Commission des communautés européennes, rapport EUR 7549, p. 453-462].

Felsot, A.S., M.A. Bhatti, G.I. Mink et G. Reisenauer, 1996, « Biomonitoring with sentinel plants to assess exposure of nontarget crops to atmospheric deposition of herbicide residues », *Environ. Toxicol. Chem., 15:*452-459.

Ferrier, V., L. Gauthier, C. Zoll-Moreux et J. L'Haridon, 1998, « Genotoxicity tests in amphibians — A review », p. 507-519, dans : 1998, *Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice*, Wells, P.G., K. Lee et C. Blaise (dir.), CRC Press, Boca Raton (Fla).

Fisher, J.W., R.A. Dilego, M.E. Putnam, J.M. Livingston et D.L. Geiger, 1983, « Biological monitoring of bluegill activity », *Water Resour. Bull., 19:*211-215.

Fisk, A.T., R.J. Norstrom, C.D. Cymbalisty et D.C.G. Muir, 1998, « Dietary accumulation and depuration of hydrophobic organochlorines: Bioaccumulation parameters and their relationship with the octanol/water partition coefficient », *Environ. Toxicol. Chem., 17:* 951-961.

Fitzgerald, D.G., K.A. Warner, R.P. Lanno et D.G. Dixon, 1996, « Assessing the effects of modifying factors on pentachlorophenol toxicity to earthworms: Applications of body residues », *Environ. Toxicol. Chem., 15:*2299-2304.

Fletcher, J.S., J.E. Nellessen et T.G. Pfleeger, 1994, Literature review and evaluation of the EPA food-chain (Kenaga) nomogram, an instrument for estimating pesticide residues on plants », *Environ. Toxicol. Chem., 13:*1383-1392

Fogels, A. et J.B. Sprague, 1977, « Comparative short-term tolerance of zebrafish, flagfish and rainbow trout to five poisons including reference toxicants », *Water Res., 11:*811-817.

Forbes, T.L., V.E. Forbes, A. Giessing, R. Hansen et L.K. Kure, 1998, « Relative role of pore water versus ingested sediment in bioavailability of organic contaminants in marine sediments », *Environ. Toxicol. Chem., 17:*2453-2462.

Forsyth, D.J., C.F. Hinks et N.D. Westcott, 1994, « Feeding by clay-colored sparrows on grasshoppers and toxicity of carbofuran residues », *Environ. Toxicol. Chem., 13:*781-788.

Fossi, M.C., C. Leonzio et S. Focardi, 1991, « Modulation of mixed-function oxidase activity in black-headed gulls living in anthropic environments: biochemical acclimatization or adaptation? », *Environ. Toxicol. Chem., 10:*1179-1188.

Foth, H.D. et L.M. Turk, 1972, *Fundamentals of soil science*, 5e éd. John Wiley & Sons, New York (N.Y.), 454 p.

Fry, F.E.J., 1947, *Effects of the environment on animal activity*, Univ. Toronto Studies, Biol. Series n° 55, Pub. Ont. Fish. Res. Lab. 68: 62 p.

Fu, G., H.E. Allen et Y. Cao, 1992, « The importance of humic acids to proton and cadmium binding in sediments », *Environ. Toxicol. Chem., 11:*1363-1372.

Gagnon, C., M. Arnac et J-R. Brindle, 1992, « Sorption interactions between trace metals (Cd and Ni) and phenolic substances on suspended clay minerals », *Water Res., 26:*1067-1072.

Gagnon, M.M., J.J. Dodson, P.V. Hodson, G. Van Der Kraak et J.H. Carey, 1994, « Seasonal effects of bleached kraft mill effluent on reproductive parameters of white sucker *(Catostomus commersoni)* populations of the St. Maurice River, Quebec, Canada », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 51:*337-347.

Galassi, S., L. Guzzella, M. Mingazzini, L. Viganò, S. Capri

et S. Sora, 1992, « Toxicological and chemical characterization of organic micropollutants in River Po waters (Italie) », *Water Res., 26:*19-27.

Gardner, M. et A. Gunn, 1989, « The effect of natural ligands on trace metal partitioning », *Chemosphere, 19:*1251-1259.

Gaudet, C.L., D.A. Milne, M.P. Wong et T.G.E. Nason, 1995, « A framework for ecological risk assessment at contaminated sites in Canada. Part II. Recommendations », *Human and Ecol. Risk Assessment, 1:*207-230.

Geckler, J.R., W.B. Horning, T.M. Neiheisel, Q.H, Pickering, E.L. Robinson et C.E. Stephan, 1976, *Validity of laboratory tests for predicting copper toxicity in streams*, USEPA, Ecol. Res. Ser., EPA-600/3-76-116. Washington, D.C.

Giesy, J.P. et P.M. All red, 1985, *Replicability of aquatic multispecies test systems*, p. 187-247, dans : *Multispecies toxicity testing*, Cairns, J. Jr (dir.), Pergamon Press, New York (N.Y.).

Giesy, J.P. et R.A. Hoke, 1989, « Freshwater sediment toxicity bioassessment: rationale for species selection and test design », *J. Great Lakes Res., 15:*539-569.

Giesy, J.P., C.J. Rosiu et R.L. Graney, 1990, « Benthic invertebrate bioassays with toxic sediment and pore water », *Environ. Toxicol. Chem., 9:*233-248.

Gillesby, B.E. et T.R. Zacharewski, 1998, « Exoestrogens: Mechanisms of action and strategies for identification and assessment », *Environ. Toxicol. Chem., 17:*3-14.

Girling, A.E., R.K. Markarian et D. Bennett, 1992, « Aquatic toxicity testing of oil products — Some recommendations », *Chemosphere, 24:*1469-1472.

Golder [Golder Associates Ltd.], 1996, *Guidance manual for the use of toxicity assessment to develop site specific remediation criteria for oil and gas facilities*, Golder Assoc. Ltd., Calgary, rapport préparé pour l'Association canadienne des producteurs pétroliers, Calgary (Alb.).

Graney, R.L., J.P. Giesy et J.R. Clark, 1995, « Field studies », p. 257-305, dans : *Fundamentals of aquatic toxicology*, 2e éd., G.M. Rand (dir.), Taylor et Francis, Washington, D.C.

Graney, R.L., J.H. Kennedy et J.H. Rodgers, 1994, Aquatic mesocosm studies in ecological risk assessment, Spec. Pub. Soc. Environ. Toxicol Chem., Lewis Pub., Boca Raton (Fla), 736 p.

Gray, L.E. Jr, J. Ostby, C. Wolf, C. Lambright et W. Kelce, 1998, « The value of mechanistic studies in laboratory animals for the prediction of reproductive effects in wildlife: endocrine effects on mammalian sexual differentiation », *Environ. Toxicol. Chem., 17:*109-118.

Green, D.W.J., K.A. Williams, D.R.L. Hughes, G.A.R. Shaik et D. Pascoe, 1988, « Toxicity of phenol to *Asellus aquaticus* (L.) — Effects of temperature and episodic exposure », *Water Res., 22:*225-231.

Green, R.H., J.M. Boyd et J.S. Macdonald, 1993, « Relating sets of variables in environmental studies: The sediment quality triad as a paradigm », *Environmetrics, 4:*439-457.

Greene, J.C., C.L. Bartels, W.J. Warren-Hicks, B.R. Parkhurst, G.L. Linder, S.A. Peterson et W.E. Miller, 1989, Protocols for short term toxicity screening of hazardous waste sites, USEPA, EPA-3/88/029.

Greim, H., J. Ahler, R. Bias, B. Broecker, A.O. Gamer, H.-P. Gelbke, W.G. Haltrich, H.-J. Klimisch, I. Mangelsdorf, N. Schön, G. Stropp, R. Vogel, G. Welter et E. Bayer, 1993, « Priority setting for the evaluation of existing chemicals; the approach of the German advisory committee on existing chemicals of environmental relevance (BUA) », *Chemosphere, 26:*1653-1666.

Grothe, D. et R. Kimerle, 1985, « Inter- and intra-laboratory variability in *Daphnia magna*. Effluent toxicity results », *Environ. Toxicol. Chem., 4:*189-192.

Grothe, D.R., K.L. Dickson et D.K. Reed-Judkins (dir.), 1996, *Whole effluent toxicity testing: an evaluation of methods and prediction of receiving system impacts*, Soc. Environ. Toxicol. Chem., pub. hors-série du SETAC, SETAC Press, Pensacola (Fla), 346 p.

Guillette, L.J. Jr, D.B. Pickford, D.A. Crain, A.A. Rooney et H.F. Percival, 1996, « Reduction in penis size and plasma testosterone concentrations in juvenile alligators living in a contaminated environment », *Gen. Comp. Endocrinol., 101:*680-688.

Hall, A.T. et J.T. Oris, 1991, « Anthracene reduces reproductive potential and is maternally transferred during long-term exposure in fathead minnows », *Aquatic Toxicol., 19:*249-264.

Hall, L.H., E.L. Maynard et L.B. Kier, 1989, « Structure-activity relationship studies on the toxicity of benzene derivatives: III. Predictions and extension to new substituents », *Environ. Toxicol. Chem., 8:*431-436.

Hamilton, J.D. et R. Sutcliffe, 1997, *Ecological assessment of polymers. Strategies for product stewardship and regulatory programs*, Van Nostrand Reinhold, Toronto, 345 p.

Hamr, P., R.S. Kirby, P. Gillis et K.E. Day, 1994, *Development of methodologies for whole-sediment toxicity tests with benthic invertebrates. (a) Optimum age for initiation and duration of the* Hyalella azteca *survival and growth test. (b) Formulation of artificial sediment(s) for use in reference toxicity tests with benthic invertebrates*, rapport non publié, Environnement Canada, Conservation et protection, Direction du développement technologique, Ottawa, 28 p., tableaux et figures.

Hansen, D.J., W.J. Berry, J.D. Mahony, W.S. Boothman,

D.M. Di Toro, D.L.Robson, G.T. Ankley, D. Ma, Q. Yan et C.E. Pesch, 1996, « Predicting the toxicity of metal-contaminated field sediments using interstitial concentration of metals and acid-volatile sulfide normalizations », *Environ. Toxicol. Chem., 15:*2080-2094.

Hansen, S.R. et R.R. Garton, 1982, « Ability of standard toxicity tests to predict the effects of the insecticide diflubenzuron on laboratory stream communities », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 39:*1273-1288.

Harborne, J.B., 1982, *Introduction to ecological biochemistry*, Academic Press, New York (N.Y.)

Harkey, G.A., P.F. Landrum et S.J. Klaine, 1994, « Comparison of whole-sediment, elutriate and pore-water exposures for use in assessing sediment-associated organic contaminants in bioassays », *Environ. Toxicol. Chem., 13:*1315-1329.

Harshbarger, J.C. et J.B. Clark, 1990, « Epizootiology of neoplasms in bony fish of North America », *Science Tot. Environ., 94:*1-32.

Hawkins, W.E., W.W. Walker et R.M. Overstreet, 1995, « Carcinogenicity tests using aquarium fish », p. 421-446, dans : *Fundamentals of aquatic toxicology*, 2e éd. G.M. Rand (dir.), Taylor et Francis, Washington, D.C.

Hayward, R.S., N.G. Reichenbach, L.A. Dickson et T.J. Wildoner Jr, 1988, « Variability among bluegill ventilatory rates for effluent toxicity biomonitoring », *Water Res., 22:*1311-1315.

Heckman, C.W., 1983, « The recovery of the biotic community in a lotic freshwater habitat after extensive destruction by chlorine », *Int. Revue ges. Hydrobiol., 68:*207-226.

Hellawell, J.M., 1978, *Biological surveillance of rivers. A biological monitoring handbook*, Water Research Centre, Elder Way, Stevenage, Herts., SG1 1TH, Angleterre, 332 p.

Henderson, C., 1957, « Application factors to be applied to bioassays for the safe disposal of toxic wastes », p. 31-37, dans : *Biological problems in water pollution. Trans. seminar on biological problems in water pollution*, C.M. Tarzwell (dir.), R.A. Taft Sanitary Engng Center, Cincinnati (Ohio), 23-27 avril 1956, U.S. Public Health Service, Dept Health, Education, and Welfare, Cincinnati (Ohio).

Henderson, C. et C.M. Tarzwell, 1957, « Bio-assays for control of industrial effluents », *Sewage Indust. Wastes, 29:*1002-1017.

Henig, R.M., 1979, « Animal experimentation: the battle lines soften », *Bioscience, 29:*145-148, 195-196.

Herbert, A et P.-D. Hansen, 1998, « Genotoxicity in fish embryos », p. 491-505, dans : 1998, *Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice*, Wells, P.G., K. Lee et C. Blaise (dir.), CRC Press, Boca Raton (Fla).

Hermens, J., H. Canton, P. Janssen et R. De Jong, 1984a, « Quantitative structure-activity relationships and toxicity studies of mixtures of chemicals with anaesthetic potency: acute lethal and sublethal toxicity to *Daphnia magna* », *Aquatic Toxicol., 5:*143-154.

Hermens, J., H. Canton, N. Steyger et R. Wegman, 1984b, « Joint effects of a mixture of 14 chemicals on mortality and inhibition of reproduction of *Daphnia magna* », *Aquatic Toxicol., 5:*315-322.

Hersh, C.M. et W.G. Crumpton, 1989, « Atrazine tolerance of algae isolated from two agricultural streams », *Environ. Toxicol. Chem., 8:*327-332.

Hicks, D.B. et J.W. DeWitt, 1971, « Effects of dissolved oxygen on kraft pulp mill effluent toxicity », *Water Res., 5:* 693-701.

Ho, K.T.Y et J.G. Quinn, 1993, « Physical and chemical parameters of sediment extraction and fractionation that influence toxicity, as evaluated by Microtox », *Environ. Toxicol. Chem., 12:*615-625.

Hobson, J.F. et W.J. Birge, 1989, « Acclimation-induced changes in toxicity and induction of metallothionein-like proteins in the fathead minnow following sublethal exposure to zinc », *Environ. Toxicol. Chem., 8:*157-169.

Hodgson, E. et P.A. Levi, 1987, *A textbook of modern toxicology*, Elsevier Science Publishing Co., Inc. New York, 365 p.

Hodson, P.V., P.J. Kloepper-Sams, K.R. Munkittrick, W.L. Lockhart, D.A. Metner, P.L. Luxon, I.R. Smith, M.M. Gagnon, M. Servos et J.F. Payne, 1991, « Protocols for measuring mixed function oxygenases of fish liver », *Can. Tech. Rept Fish. Aquat. Sci., 1829,* 51 p.

Hodson, P.V., M.K. Maj, S. Efler, B.K. Burnison, A.R.P. van Heiningen, R. Girard et J.H. Carey, 1997, « MFO induction in fish by spent cooking liquors from kraft pulp mills », *Environ. Toxicol. Chem., 16:*908-916.

Hodson, P.V., J. Sherry et J. Parrott, 1998, « Bioassays to measure MFO inducers in effluents », p. 53-76, dans : 1998, *Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice,* Wells, P.G., K. Lee et C. Blaise (dir.), CRC Press, Boca Raton (Fla).

Hoekstra, J.A. et P.H. Van Ewijk, 1993, « Alternatives for the no-observed-effect level », *Environ. Toxicol. Chem., 12:*187-194.

Hoffman, D.J., B.A. Rattner, G.A. Burton Jr et J. Cairns Jr, 1995, *Handbook of ecotoxicology*, Lewis Publishers, Boca Raton (Fla), 768 p.

Holdway, D.A., E.J. Kempe et D.G. Dixon, 1987, « Acute toxicity of methoxychlor to larval white sucker *(Catostomus commersoni)* as modified by age, food availability, and egg preexposure », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 44:* 227-232.

Holloran, M.F., R.F. Willes, M.J. Palmiere et D.G. Wilson, 1992, « Estimating effluent toxicity from molecular-chlorine-gas-free bleaching in terms of toxicity equivalence », *Wat. Poll. Res. J. Can., 27:*539-559.

Hose, J.E., 1994, « Large-scale genotoxicity assessments in the marine environment », *Environ. Health Perspect., 102 (suppl. 12):*29-32.

Howard, D.E. et R. D. Evans, 1993, « Acid-volatile sulphide (AVS) in a seasonally anoxic mesotrophic lake: seasonal and spatial changes in sediment AVS », *Environ. Toxicol. Chem., 12:*1051-1057.

Howard, T.E., 1978, « Toxicity standards as modifiers of industrial operations », p. 58-62, dans : *Proc. Fifth Annual Aquatic Toxicity Workshop,* 7-9 nov. 1978, Hamilton (Ont.) Canada, *Fish. Mar. Serv., Tech. Rept no. 862.*

Howarth, R.S. et J.B. Sprague, 1978, « Copper lethality to rainbow trout in waters of various hardness and pH », *Water Res., 12:*455-462.

Hunt, D.T.E., I. Johnson et R. Milne, 1992, « The control and monitoring of discharges by biological techniques », *J. Inst. Water Environ. Management, 6:*269-277.

Hunt, J.W., B.S. Anderson, S.L. Turpen, M.A. Englund et W. Piekarski, 1997, « Precision and sensitivity of a 7-day growth and survival toxicity test using the west coast marine mysid crustacean *Holmesimysis costata* », *Environ. Toxicol. Chem., 16:*824-834.

Ikemoto, Y., K. Motoba, T. Suzuki et M. Uchida, 1992, « Quantitative structure-activity relationships of nonspecific and specific toxicants in several organism species », *Environ. Toxicol. Chem., 11:*931-940.

Ingersoll, C.G., 1995, « Sediment tests », p. 231-255, dans : *Fundamentals of aquatic toxicology*, 2e éd. G.M. Rand (dir.), Taylor et Francis, Washington, D.C.

Ingersoll, C.G., T. Dillon et G.R. Biddinger (dir.), 1997, Ecological risk assessment of contaminated sediments. Soc. Environ. Toxicol. Chem., pub. hors-série du SETAC, SETAC Press, Pensacola (Fla), 389 p.

Ingersoll, C.G., E.L. Brunson, F.J. Dwyer, D.K. Hardesty et N.E. Kemble, 1998, « Use of sublethal endpoints in sediment toxicity tests with the amphipod *Hyalella azteca* », *Environ. Toxicol. Chem., 17:*1508-1523.

Inhaber, H., 1975, « An approach to a water quality index for Canada », *Water Res., 9:*821-833.

Irwin, W.H., 1965, « Fifty-seven species of fish in oil-refinery waste bioassay », *Trans. 30th North Amer. Wildl. Natural Resource Conf., 30:*89-99.

Isom, B.G., 1991, « Biomonitoring », *Res. J. Water Pollut. Control Fed., 63:*746-748.

Jacobs, M.W., J.J. Delfino et G. Bitton, 1992, « The toxicity of sulphur to Microtox from acetonitrile extracts of contaminated sediments », *Environ. Toxicol. Chem., 11:*1137-1143.

Janssen, R.P.T., W.J.G.M. Peijnenburg, L. Posthuma et M.A.G.T. Van Den Hoop, 1997a, « Equilibrium partitioning of heavy metals in Dutch field soils. I. Relationship between metal partition coefficients and soil characteristics », *Environ. Toxicol. Chem., 16:*2470-2478.

Janssen, R.P.T., L. Posthuma, R. Baerselman, H.A. Den Hollander, R.P.M. Van Veen et W.J.G.M. Peijnenburg, 1997b, « Equilibrium partitioning of heavy metals in Dutch field soils. II. Prediction of metal accumulation in earthworms », *Environ. Toxicol. Chem., 16:*2479-2488.

Jaylet, A., P. Deparis, V. Ferrier, S. Grinfeld et R. Siboulet, 1986, « A new micronucleus test using peripheral blood erythrocytes of the newt *Pleurodeles waltl* to detect mutagens in fresh-water pollution », *Mutat. Res., 164:*245-257.

Jiminez, B.D. et L.S. Burtis, 1988, « Response of the mixed-function oxidase system to toxicant dose, food and acclimation temperature in bluegill sunfish », *Mar. Environ. Res., 24:*45-49.

Jiminez, B.D., A. Oikari, S.M. Adams, D.E. Hinton et J.F. McCarthy, 1990, « Hepatic enzymes as biomarkers: Interpreting the effects of environmental, physiological and toxicological variables », p. 123-142, dans : *Biomarkers of environmental contamination*, J.F. McCarthy et L.R. Shugart (dir.), Lewis Pub., Boca Raton (Fla).

Johnson, B.T., 1998, « Microtox® toxicity test system — new developments and applications », p. 201-218, dans : 1998, *Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice*, P.G. Wells, K. Lee et C. Blaise (dir.), CRC Press, Boca Raton (Fla).

Jop, K.M., T.Z. Kendall, A.M. Askew et R.B. Foster, 1991, « Use of fractionation procedures and extensive chemical analysis for toxicity identification of a chemical plant effluent », *Environ. Toxicol. Chem., 10:*981-990.

Jung, K. et G. Bitton, 1997, « Use of Ceriofast™ for monitoring the toxicity of industrial effluents: Comparison with the 48-h acute *Ceriodaphnia* toxicity test and Microtox® », *Environ. Toxicol. Chem., 16:*2264-2267.

Kasperson, R.E. et P.J.M. Stallen (dir.), 1991, *Communicating risks to the public. International perspectives*, Kluwer Academic Pub., Dordrecht (Pays-Bas), 481 p.

Keith, L.H., 1997, *Environmental endocrine disruptors*, John

Wiley & Sons, New York (N.Y.)

Kendall, R., R. Dickerson, J. Giesy et W. Suk (dir.), 1998, *Principles and processes for evaluating endocrine disruption in wildlife*, Soc. Environ. Toxicol. Chem., SETAC Press, Pensacola (Fla), 515 p.

Kersting, K., 1984, « Development and use of an aquatic micro-ecosystem as a test system for toxic substances. Properties of an aquatic micro-ecosystem IV », *Int. Revue ges. Hydrobiol., 69:*567-607.

Kimball, K.D. et S.A. Levin, 1985, « Limitations of laboratory bioassays: The need for ecosystem-level testing », *Bioscience, 35:*165-171.

Klapow, L.A. et R.H. Lewis, 1979, « Analysis of toxicity data for California marine water quality standards », *J. Water Pollut. Control Fed., 51:*2054-2070.

Kleinow, K.M., M.J. Melancon et J.J. Lech, 1987, « Biotransformation and induction: Implications for toxicity, bioaccumulation and monitoring of environmental xenobiotics in fish », *Environ. Health Perspect., 71:*105-119.

Klemm, D.J., L.B. Lobring et W.H. Horning, 1990. *Manual for the evaluation of laboratories performing aquatic toxicity tests*, USEPA, Environmental Monitoring Systems Laboratory — Cincinnati (Ohio), EPA/600/4-90-031. 109 p.

Knezovich, J.P., D.J. Steichen, J.A. Jelinski et S.L. Anderson, 1996. « Sulfide tolerance of four marine species used to evaluate sediment and porewater toxicity », *Bull Env. Contam. Toxicol., 57:*450-457.

Kocan, R.M., M.L. Landolt et K.M. Sabo, 1982, « Anaphase aberrations: A measure of genotoxicity in mutagen-treated fish cells », *Envir. Mutag., 4:*181-189.

Kooijman, S.A.L.M., 1985, « Toxicity at population level », p. 143-165, dans : *Multispecies toxicity testing*, Cairns, J. Jr (dir.), Pergamon Press, New York (N.Y.)

———, 1987 « A safety factor for LC50 values allowing for differences in sensitivity among species », *Water Res., 21:*269-276.

Koistinen, J., M. Soimasuo, K. Tukia, A. Oikari, A. Blankenship et J.P. Giesy, 1998, « Induction of EROD activity in Hepa-1 mouse hepatoma cells and estrogenicity in MCF-7 human breast cancer cells by extracts of pulp mill effluents, sludge, and sediment exposed to effluents », *Environ. Toxicol. Chem., 17:*1499-1507.

Kovacs, T. et B. O'Connor, 1996. *Insights for toxicity-free pulp and paper mill effluents*, Institut de recherches sur les pâtes et papiers, Pointe-Claire (Québec), rapport hors-série 331, 26 p.

Kovacs, T.G., P.H. Martel, R.H. Voss, P.E. Wrist et R.F. Willes, 1993, « Aquatic toxicity equivalency factors for chlorinated phenolic compounds present in pulp mill effluents », *Environ. Toxicol. Chem., 12:*281-289.

Kovacs, T.G., R.H. Voss, S.R. Megraw et P.H. Martel, 1996, *Perspectives on the potential of pulp and paper mill effluents to affect the reproductive capacity of fish: A review of Canadian field studies*, Institut de recherches sur les pâtes et papiers, Pointe-Claire (Québec), rapport hors-série 332, 41 p.

Krahn, M.M., M.S. Myers, D.G. Burrows et D.C. Malins, 1984, « Determination of metabolites of xenobiotics in the bile of fish from polluted waterways », *Xenobiotica, 14:*633-646.

Krahn, M.M., L.D. Rhodes, M.S. Myers, L.K. Moore, W.D. MacLeod Jr et D.C. Malins, 1986, « Associations between metabolites of aromatic hydrocarbons in bile and the occurrence of hepatic lesions in English sole *(Parophrys vetulus)* from Puget Sound, Washington », *Arch. Environ. Contam. Toxicol., 15:*61-67.

Krantzberg, G. et D. Boyd, 1992, « The biological significance of contaminants in sediment from Hamilton harbour, Lake Ontario », *Environ. Toxicol. Chem., 11:*1527-1540.

Kszos, L.A., A.J. Stewart et P.A. Taylor, 1992, « An evaluation of nickel toxicity to *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia magna* in a contaminated stream and in laboratory tests », *Environ. Toxicol. Chem., 11:*1001-1012.

Kszos, L.A., A.J. Stewart et J.R. Sumner, 1997, « Evidence that variability in ambient fathead minnow short-term chronic tests is due to pathogenic infection », *Environ. Toxicol. Chem., 16:*351-356.

Kuiper, J., 1981, « Fate and effects of cadmium in marine plankton communities in experimental enclosures », *Marine Ecol. Progr. Ser., 6:*161-174.

Kukkonen, J et P.F. Landrum, 1995, « Measuring assimilation efficiencies for sediment-bound PAH and PCB congeners by benthic organisms », *Aquat. Toxicol. 32:*7--92. Errata, 1996. *Aquatic Toxicol., 34:*86.

———, 1996, « Distribution of organic carbon and organic zenobiotics among different particle size fractions in sediments », *Chemosphere, 32:*1063-1076.

Kulakkattolickal, A.T. et D.L. Kramer, 1987, « Effect of surface access and oxygen concentration on the toxicity of *Croton tiglium* (Euphorbiaceae) seed extract to *Brachydanio rerio* (Cyprinidae) », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 44:*1358-1361.

Kumaraguru, A.K. et F.W.H. Beamish, 1981, « Lethal toxicity of Permethrin (NRDC-143) to rainbow trout, *Salmo gairdneri*, in relation to body weight and water temperature », *Water Res., 15:*503-505.

Lamberson, J.O., T.H. DeWitt et R.C. Swartz, 1992, « Assessment of sediment toxicity to marine benthos », p. 183-287, dans : 1992, *Sediment toxicity assessment*, G.A. Burton, Jr (dir.), Lewis Pub., Boca Raton (Fla).

Landis, W.G. et M.-H. Yu, 1998, *Introduction to environmental toxicology*, 2e éd. Lewis Pub., Boca Raton (Fla). 400 p.

Landrum, P.F. et W.R. Faust, 1995, « The role of sediment composition on the bioavailability of laboratory-dosed sediment-associated organic contaminants to the amphipod *Diporeia* spp. », *Chem. Speciat. Bioavail. 6:85-92.*

Langevin, R., J.B. Rasmussen, H. Sloterdijk et C. Blaise, 1992, « Genotoxicity in water and sediment extracts from the St Lawrence River system, using the SOS Chromotest », *Water Res., 26:*419-429.

La Point, T.W. et J.F. Fairchild, 1992, « Evaluation of sediment contaminant toxicity: the use of freshwater community structure », p. 87-110, dans : *Sediment toxicity assessment*, G.A. Burton (dir.), Lewis Publishers. Boca Raton (Fla).

Larkin, P.A., 1984, « A commentary on environmental impact assessment for large projects affecting lakes and streams », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41:*1121-1127.

Larsen, D.P., F. deNoyelles, F. Stay et T. Shiroyama, 1986, « Comparisons of single species, microcosm and experimental pond responses to atrazine exposure », *Environ. Toxicol. Chem., 5:*179-190.

Lazorchak, J.M. et W.T. Waller, 1993, « The relationship of total copper 48-h LC50s to *Daphnia magna* dry weight », *Environ. Toxicol. Chem., 12:*903-912.

Leach, J.M. et A.N. Thakore, 1977, « Compounds toxic to fish in pulp mill waste streams », *Prog. Water Tech., 9:* 787-798.

LeBlanc, G.A., 1984, « Interspecies relationships in acute toxicity of chemicals to aquatic organisms », *Environ. Toxicol. Chem., 3:*47-60.

Lee, K. et K.L. Tay, 1998, « Measurement of microbial exoenzyme activity in sediments for environmental impact assessment », p. 219-236, dans : 1998, *Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice*, P.G. Wells, K. Lee et C. Blaise (dir.), CRC Press, Boca Raton (Fla).

Legault, G. et M. Villeneuve, 1992, *Chimiotox: results of a chemo-toxic evaluation of the industrial plants targeted under the St. Lawrence Action Plan*, volume 1, L'Équipe d'intervention Saint-Laurent, Montréal (Québec), 20 p.

Legault, R., C. Blaise, D. Rokosh et R. Chong-Kit, 1994, « Comparative assessment of the SOS Chromotest kit and the Mutatox test with the *Salmonella* Plate Incorporation (Ames Test) and fluctuation tests for screening genotoxic agents », *Environ. Toxicol. and Water Qual., 9:*45-47.

Lehman, R.M., F.S. Colwell et J.L. Garland, 1997, « Physiological profiling of indigenous aquatic microbial communities to determine toxic effects of metals », *Environ. Toxicol. Chem., 16:*2232-2241.

Leiss, W. (dir.), 1989, *Prospects and problems in risk communication*, Univ. Waterloo Press, Waterloo (Ont.), 216 p.

Leopold, L.B., F.E. Clarke, B.B. Hanshaw et J.R. Balsley, 1971, *A procedure for evaluating environmental impact*, U.S. Geological Survey, Washington, D.C., circulaire 645.

Leppanen, C.J. et K.J. Maier, 1998, « An inexpensive and efficient modular water-renewal system for bulk sediment toxicity testing », *Environ. Toxicol. Chem., 17:*969-971.

Levin, S.A. et K.D. Kimball (dir.), 1984, « New perspectives in ecotoxicology, (contient diverses communications), *Environ. Management, 8:*375-442.

Lewis, M.A., R.L. Powell, M.K. Nelson, M.G. Henry, S.J. Klaine, G.W. Dickson et F.L. Mayer, 1999, *Ecotoxicology and risk assessment for wetlands*, Soc. Environ. Toxicol. Chem., SETAC Press, Pensacola (Fla).

L'Haridon, J., M. Fernandez, V. Ferrier et J. Bellan, 1993, « Evaluation of the genotoxicity of *N*-Nitrosoatrazine, *N*-Nitrosodiethanolamine and their precursors *in vivo* using the newt micronucleus test », *Water Res., 27:*855-862.

Liber, K., D.J. Call, T.P. Markee, K.L. Schmude, M.D. Balcer, F.W. Whiteman et G.T. Ankley, 1996, « Effects of acid-volatile sulfide on zinc bioavailability and toxicity to benthic macroinvertebrates: a spiked-sediment field experiment », *Environ. Toxicol. Chem., 15:*2113-2125.

Lipnick, R.L., 1995, « Structure-activity relationships », p. 609-655, dans : *Fundamentals of aquatic toxicology*, 2e éd. G.M. Rand (dir.), Taylor et Francis, Washington, D.C.

Lloyd, R., 1961, « Effect of dissolved oxygen concentrations on the toxicity of several poisons to rainbow trout *(Salmo gairdnerii* Richardson) », *J. Exp. Biol., 38:*447-455.

Løkke, H. et C.A.M. van Gestel (dir.), 1998, *Handbook of soil invertebrate toxicity tests*, John Wiley & Sons Ltd., New York (NY), 281 p.

Long, E.R., 1992, « Ranges in chemical concentrations in sediments associated with adverse biological effects », *Mar. Poll. Bull., 24:*38-45.

Long, E.R. et D.D. MacDonald, 1992, « National status and trends program approach », p. 1-18, dans : *Sediment classification methods compendium*, USEPA, Washington, D.C, EPA 823-R-92-006.

Long, E.R. et L.G. Morgan, 1990, *The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program*, Nat. Oceanic and Atmospheric Admin., Tech. Memorandum NOS OMA 52. Seattle, Wash., 175 p. plus annexe.

Long, E.R., M.F. Buchman, S.M. Bay, R.J. Breteler, R.S. Carr, P.M. Chapman, J.E. Hose, A.L. Lissner, J. Scott et D.A. Wolfe, 1990 « Comparative evaluation of five toxicity tests with sediments from San Francisco Bay and Tomales Bay, California », *Environ. Toxicol. Chem,. 9:*1193-1214.

Luoma, S.N. et J.L. Carter, 1993, « Understanding the toxicity of contaminants in sediments: beyond the bioassay-based paradigm », *Environ. Toxicol. Chem., 12:*793-796.

MacDonald, D.D., L.E. Fidler et D. Valiela, 1987, *Site specific water quality criteria for fish and aquatic life in the Canadian portion of the Flathead River basin, Nitrate, nitrite and ammonia*, rapport non numéroté, Environnement Canada, Conservation et protection, Eaux intérieures et terres, région du Pacifique et du Yukon, Vancouver (C.-B.) 127 p.

MacDonald, D.D., S.L. Smith, M.P. Wong et P. Murdoch, 1992, *The development of Canadian marine environmental quality guidelines*, préparé pour le groupe de travail interministériel sur les recommandations pour la qualité du milieu marin et le Conseil canadien des ministres de l'environnement, Environnement Canada. Ottawa, 50 p. plus annexes.

Mahony, J.D., D.M. Di Toro, A.M. Gonzalez, M. Curto, M. Dilg, L.D. De Rosa et L.A. Sparrow, 1996, « Partitioning of metals to sediment organic carbon », *Environ. Toxicol. Chem., 15:*2187-2197.

Malins, D.C., B.B. McCain, D.W. Brown, S. Chan, M.S. Myers, J.T. Landahl, P.G. Prohaska, A.J. Friedman, L.D. Rhodes, D.G. Burrows, W.D. Gronlund et H.O. Hodgins, 1984, « Chemical pollutants in sediments and diseases of bottom-dwelling fish in Puget Sound, Washington », *Envir. Sci. Tech., 18:*705-713.

Marcus, M.D. et L.L. McDonald, 1992, « Evaluating the statistical bases for relating receiving water impacts to effluent and ambient toxicities », *Environ. Toxicol. Chem., 11:*1389-1402.

Marmonier, P., P. Vervier, J. Gibert et M-J. Dole-Olivier, 1993, « Biodiversity in groundwaters », *TREE, 8:*392-395.

Maron, D.M. et Ames, B.N, 1983, « Revised methods for the *Salmonella* mutagenicity test », *Mutation Res., 113:* 173-215.

Martel, P. et T. Kovacs, 1997 « A comparison of the potential of primary- and secondary-treated pulp and paper mill effluents to induce mixed function oxygenase (MFO) activity in fish », *Wat. Res., 31:*1482-1488.

Martel, P.H., T.G. Kovacs, B.I. O'Connor et R.H. Voss, 1997, « Source and identity of compounds in a thermomechanical pulp mill effluent inducing hepatic mixed-function oxygenase activity in fish », *Environ. Toxicol. Chem., 16:*2375-2383.

Marty, G.D., S. Wetzlich, J.M. Nunez, A. Craigmill et D.E. Hinton, 1991, « Fish-based biomonitoring to determine toxic characteristics of complex chemical mixtures: documentation of bioremediation at a pesticide disposal site », *Aquat. Tox., 19:*329-340.

Matheson, Robert A. et A.J. Atkinson, 1997, « Regulation of new polymers in Canada », p. 235-253, dans : *Ecological assessment of polymers. Strategies for product stewardship and regulatory programs*, J.D. Hamilton et R. Sutcliffe (dir.), Van Nostrand Reinhold, Toronto (Ont.).

Matthiessen, P. et P.E. Gibbs, 1998, « Critical appraisal of the evidence for tributyltin-mediated endocrine disruption in mollusks », *Environ. Toxicol. Chem., 17:*37-43.

Mayer, F.L., P.M. Mehrle et P.L. Crutcher, 1978, « Interactions of toxaphene and vitamin C in channel catfish », *Trans. Amer. Fish. Soc., 107:*326-333.

McCarty, L.S., 1991, « Toxicant body residues: implications for aquatic bioassays with some organic chemicals », p. 183-192, dans : *Aquatic toxicology and risk assessment,* 14th vol., M.A. Mayes et M.G. Barron (dir.), Amer. Soc. for Testing and Materials, Philadelphie (Pa), ASTM STP 1124.

McCarty, L.S. et D. Mackay, 1993, « Enhanced ecotoxicological modeling and assessment: Body residues and modes of toxic action », *Environ. Science Technol., 27:*171-1727.

McCarty, L.S., D. Mackay, A.D. Smith, G.W. Ozburn et D.G. Dixon, 1992, « Residue-based interpretation of toxicity and bioconcentration QSAR from aquatic bioassays: neutral narcotic agents », *Environ. Toxicol. Chem., 11:* 917-930.

McCloskey, J.T. et J.T. Oris, 1991, « Effect of water temperature and dissolved oxygen concentration on the photo-induced toxicity of anthracene to juvenile bluegill sunfish *(Lepomis macrochirus)* », *Aquatic Toxicol., 21:*145-156.

McCubbin, N. et J. Folke, 1993, *Environmental Choice Program guidelines for pulp and paper products.* Notes d'information sur les produits des pâtes et papiers. Préparé pour Environnement Canada et Forêts Canada, Programme Choix environnemental, Ottawa, 140 p.

McGeachy, S.M. et D.G. Dixon, 1990, « Effect of temperature on the chronic toxicity of arsenate to rainbow trout *(Oncorhynchus mykiss)* », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 47:*2228-2234.

McKim, J.M., S.P. Bradbury et G.J. Niemi, 1987, « Fish acute toxicity syndromes and their use in the QSAR approach to hazard assessment », *Environ. Health Perspect., 71:*171-186.

McLeay, D.J., C.C. Walden et J.R. Munro, 1979, « Effect of pH on toxicity of kraft pulp and paper mill effluent to salmonid fish in fresh and seawater », *Water Res., 13:*249-254.

McMaster, M.E., G.J. Van Der Kraak, C.B. Portt, K.R. Munkittrick, P.K. Sibley, I.R. Smith et D.G. Dixon, 1991, « Changes in hepatic mixed-function oxygenase (MFO) activity, plasma steroid levels and age at maturity of a white sucker *(Catostomus commersoni)* population exposed to bleached kraft pulp mill effluent », *Aquatic Toxicol., 21:*199-218.

McMaster, M.E., C.B. Portt, K.R. Munkittrick et D.G. Dixon, 1992, « Milt characteristics, reproductive performance, and larval survival and development of white sucker exposed to bleached kraft mill effluent », *Ecotoxicol. Environ. Safety, 23:*103-117.

McMaster, M.E., G.J. Van Der Kraak et K.R. Munkittrick, 1996, « Exposure to bleached kraft pulp mill effluent reduces the steroid biosynthetic capacity of white sucker ovarian follicles », *Comp. Biochem. Physiol., C 112:*169-178.

Mehrle, P.M., F.L. Mayer et W.W. Johnson, 1977, « Diet quality in fish toxicology: effects on acute and chronic toxicity », p. 269-280, dans : F.L. Mayer et J.L. Hamelink (dir.), *Aquatic toxicology and hazard evaluation*, ASTM STP 634, Amer. Soc. for Testing and Materials, Philadelphie (Pa).

Meier, J.R., L.W. Chang, S. Jacobs, J. Torsella, M.C. Meckes et M.K. Smith, 1997, « Use of plant and earthworm bioassays to evaluate remediation of soil from a site contaminated with polychlorinated biphenyls », *Environ. Toxicol. Chem., 16:*928-938.

MENVIQ [Ministère de l'environnement du Québec], 1990, *Cahier des critères de qualité de l'eau*, Québec, ministère de l'Environnement, Québec.

Merritt, R.W. et K.W. Cummins, 1984, *An introduction to the aquatic insects of North America*, 2e éd., Kendall-Hunt Pub. Co., Dubuque (Iowa).

Meyers-Schöne, L., L.R. Shugart, J.J. Beauchamp et B.T. Walton, 1993, « Comparison of two freshwater turtle species as monitors of radionuclide and chemical contamination: DNA damage and residue analysis », *Environ. Toxicol. Chem., 12:*1487-1496.

Microbics, 1992, *The Microtox on-ligne toxicity test system*, Microbics Corporation, Carlsbad (Calif.), 4 p.

———, 1993, *Mutatox™ manual*, Microbics Corp., Carlsbad (Calif.), 22 p.

Milani, D., K.E. Day, D.J. McLeay et R.S. Kirby, 1996, *Recent intra- and interlaboratory studies related to the development and standardization of Environment Canada's biological test methods for measuring sediment toxicity using freshwater amphipods (*Hyalella azteca*) or midge larvae (*Chironomus riparius*)*, rapport technique de l'Institut national de recherches sur les eaux, Environnement Canada, Section de l'élaboration et de l'application des méthodes, Ottawa. Non numéroté.

Mix, M.D., 1986, « Cancerous diseases in aquatic animals and their association with environmental pollutants: a critical review of the literature », *Mar. Fish. Rev., 20:*1-141.

Moore, D.R.J. et P.-Y. Caux, 1997, « Estimating low toxic effects », *Environ. Toxicol. Chem., 16:*794-801.

Moore, D.W., T.S. Bridges, B.R. Gray et B.M. Duke, 1997, « Risk of ammonia toxicity during sediment bioassays with the estuarine amphipod *Leptocheirus plumulosus* », *Environ. Toxicol. Chem., 16:*1020-1027.

Moore, M.V. et R.W. Winner, 1989, « Relative sensitivity of *Ceriodaphnia dubia* laboratory tests and pond communities of zooplankton and benthos to chronic copper stress », *Aquatic Toxicol., 15:*311-330.

Morrison, G.E., E. Torrelo, R. Comeleo, R. Walsh, A. Kuhn, R. Burgess, M. Tagliabue et W. Greene, 1989, « Intralaboratory precision of saltwater short-term chronic toxicity tests », *J. Water Pollut. Control. Fed., 61:*1707-1710.

Moss, D., M.T. Furse, J.F. Wright et P.D. Armitage, 1987, « The prediction of the macroinvertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data », *Freshwat. Biol., 17:*41-52.

Mothes-Wagner, U., H.K. Reitze et K-A. Seitz, 1992, « Terrestrial multispecies toxicity testing. 1. Description of the multispecies assemblage », *Chemosphere, 24:*1653-1667.

Mount, D.I. et T.J. Norberg-King (dir.), 1985, *Validity of effluent and ambient toxicity tests for predicting biological impact, Scippo Creek, Circleville, Ohio*, USEPA, Environ. Res. Lab., Duluth, Minn., and Permits Div., Washington, D.C. EPA/600/3-85/044.

———, 1986, *Validity of effluent and ambient toxicity tests for predicting biological impact, Kanawha River, Charleston, West Virginia*, USEPA, Environ. Res. Lab., Duluth, Minn., and Permits Div., Washington, D.C. EPA/600/3-86/006.

Mount, D.I., N.A. Thomas, T.J. Norberg, M.T. Barbour, T.H. Roush et W.F. Brandes, 1984, *Effluent and ambient toxicity testing and instream community response on the Ottawa River, Lima, Ohio*, USEPA, Permits Div., Washington,

D.C., and Environ. Res. Lab., Duluth, Minn. EPA-600/3-84-080.

Mount, D.I., A.E. Steen et T.J. Norberg-King (dir.), 1985, *Validity of effluent and ambient toxicity testing for predicting biological impact on Five Mile Creek, Birmingham, Alabama*, USEPA, Environ. Res. Lab., Duluth, Minn., and Permits Div., Washington, D.C. EPA/600/8-85/015.

———, 1986a, *Validity of effluent and ambient toxicity tests for predicting biological impact, Naugatuck River, Waterbury, Connecticut*, USEPA, Environ. Res. Lab., Duluth, Minn., and Permits Div., Washington, D.C. EPA/600/8-86/005.

———, 1986b, *Validity of effluent and ambient toxicity tests for predicting biological impact, Back River, Baltimore Harbor, Maryland*, USEPA, Environ. Res. Lab., Duluth, Minn. and Permits Div., Washington D.C. Rept EPA/600/8-86/001.

———, 1986c, *Validity of ambient toxicity tests for predicting biological impact, Ohio River, near Wheeling, West Virginia*, USEPA, Environ. Res. Lab., Duluth, Minn., and Permits Div., Washington, D.C. EPA/600/3-85/071.

Mudroch, A. et J.M. Azcue, 1995, *Manual of aquatic sediment sampling*, Lewis Pub., Boca Raton (Fla). 240 p.

Müller, W.E.G. et I.M. Müller, 1998, « Sponge cells and tissue as biological monitors of aquatic pollution », p. 97-112, dans : 1998, *Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice*, P.G. Wells, K. Lee et C. Blaise (dir.) CRC Press, Boca Raton (Fla).

Munkittrick, K.R. et L.S. McCarty, 1995, « An integrated approach to aquatic ecosystem health: Top-down, bottom-up or middle-out? », *J. Aquat. Ecosystem Health, 4:*77-90.

Munkittrick, K.R., C.B. Portt, G.J. Van Der Kraak, I.R. Smith et D.A. Rokosh, 1991, « Impact of bleached kraft mill effluent on population characteristics, liver MFO activity, and serum steroid levels of a Lake Superior white sucker *(Catostomus commersoni)* population », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 48:*1371-1380.

Munkittrick, K.R., G.J. Van Der Kraak, M.E. McMaster et C.B. Portt, 1992, « Response of hepatic MFO activity and plasma sex steroids to secondary treatment of bleached kraft pulp mill effluent and mill shutdown », *Environ. Toxicol. Chem., 11:*1427-1439.

Nabholz, J.V., R.G. Clements, M.G. Zeeman, K.C. Osborn et R. Wedge, 1993, « Validation of structure activity relationships used by the USEPA's Office of Pollution Prevention and Toxics for the environmental hazard assessment of industrial chemicals », p. 571-590, dans : *Environmental toxicology and risk assessment, 2th vol.*, J.W. Gorsuch, F.J. Dwyer, C.G. Ingersoll et T.W. LaPoint (dir.), Amer. Soc. Testing and Materials, Philadelphie (Pa), ASTM STP 1216.

Nacci, D., L. Coiro, A. Kuhn, D. Champlin, W. Munns Jr, J. Specker et K. Cooper, 1998, « Nondestructive indicator of ethoxyresorufin-*o*-deethylase activity in embryonic fish », *Environ. Toxicol. Chem., 17:*2481-2486.

Naish, V.A., 1975, *Red Rock toxicity study*, Centre de recherche Domtar, Senneville (Québec), rapport de recherche, projet 73-6107-12, rapport n° 2, 16 p.

Naylor, C., L. Pindar et P. Callow, 1990, « Inter- and intraspecific variation in sensitivity to toxins; the effects of acidity and zinc on the freshwater crustaceans *Asellus aquaticus* (L.) and *Gammarus pulex* (L.) », *Water Res., 24:* 757-762.

Naz, R.K. (dir.), 1998, *Endocrine disruptors. Effects on male and female reproductive systems*, CRC Press, Boca Raton (Fla), 352 p.

Nebeker, A.V., 1982, « Evaluation of a *Daphnia magna* renewal life-cycle test method with silver and endosulfan », *Water Res., 16:*739-744.

Nebeker, A.V., G.S. Schuytema, W.L. Griffis, J.A. Barbitta et L.A. Carey, 1989, « Effect of sediment organic carbon on survival of *Hyalella azteca* exposed to DDT and endrin », *Environ. Toxicol. Chem., 8:*705-718.

Nelson, M.K., P.F. Landrum, G.A. Burton Jr, S.J. Klaine, E.A. Crecelius, T.D. Byl, D.C. Gossiaux, V.N. Tsymbal, L. Cleveland, C.G. Ingersoll et G. Sasson-Brickson, 1993, « Toxicity of contaminated sediments in dilution series with control sediments », *Chemosphere, 27:*1789-1812.

Newman, M.C., 1995, *Quantitative methods in aquatic ecotoxicology*, Lewis Pub., Boca Raton (Fla).

Nimmo, D.W.R., D. Link, L.P. Parrish, G.J. Rodriguez, W. Wuerthele et P.H. Davies, 1989, « Comparison of on-site and laboratory toxicity tests: derivation of site-specific criteria for un-ionized ammonia in a Colorado transitional stream », *Environ. Toxicol. Chem., 8:*1177-1189.

Noppert, F., N. van der Hoeven et A. Leopold (dir.), 1994, *How to measure no effect. Towards a new measure of chronic toxicity in ecotoxicology*, compte rendu d'atelier, La Haye, Pays-Bas, 9 sept. 1994, The Netherlands Working Group on Statistics and Ecotoxicology. (Pour obtenir des exemplaires : BKH Consulting Engineers, C.P. 5094, 2600 GB, Delft, Pays-Bas, aux soins de F. Noppert.)

Norberg-King, T.J. et D.I. Mount (dir.), 1986, *Validity of effluent and ambient toxicity tests for predicting biological impact, Skeleton Creek, Enid, Oklahoma*, USEPA, Environ. Res. Lab., Duluth, Minn. EPA/600/8-86/002.

Norberg-King, T.J., E.J. Durhan et G.T. Ankley, 1991, « Application of toxicity identification procedures to the

ambient waters of the Colusa Basin Drain, California », *Environ. Toxicol. Chem., 10:*891-900.

Notenboom, J., S. Plénet et M.-J. Turquin, 1994, « Groundwater contamination and its impact on groundwater animals », p. 477-504, dans : J. Gibert, D.L. Danielcpol et J.A. Stanford (dir.), *Groundwater ecology*, Academic Press, Toronto (Ont.)

NRA (National Rivers Authority), 1991, *Proposals for statutory water quality objectives*, rapport du NRA, National Rivers Authority, Rivers House, Waterside Drive, Aztec West, Almondsbury, Bristol BS12 4UD, Royaume-Uni, NRA Water Quality Series No. 5, 99 p.

NTAC (National Technical Advisory Committee), 1968, *Water quality criteria*, rapport du Comité au secrétaire de l'Intérieur, U.S. Federal Water Pollution Control Admin., Washington, D.C. 234 p.

Obst, U., A. Wessler et M. Wiegand-Rosinus, 1998, p. 77-94, dans : *1998, Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice.* P.G. Wells, K. Lee et C. Blaise (dir.), CRC Press, Boca Raton (Fla).

OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques - Organization for Economic Cooperation and Development [OECD]), 1987, *Utilisation des tests biologiques pour l'évaluation et le contrôle de la pollution de l'eau*, OCDE, Paris, Monographies sur l'environnement, n° 11, 76 p.

———, 1992a, *Report of the OECD workshop on quantitative structure-activity relationships (QSAR) in aquatic effects assessment*, OCDE, Paris, Monographies sur l'environnement, n° 58, OCDE/GD(92)168, 95 p.

———, 1992b, *Report of the OECD workshop on the extrapolation of laboratory aquatic toxicity data to the real environment*, OCDE, Paris, Monographies sur l'environnement, n° 59, OCDE/GD(92)169, 43 p.

———, 1992c, *Report of the OECD workshop on effects assessment of chemicals in sediment*, OCDE, Paris, Monographies sur l'environnement, n° 60, OCDE/GD(92)170, 56 p.

———, 1992d, *OECD guidelines for testing of chemicals. Section 2: effects on biotic systems. Summary of considerations in the report from the OECD expert group on ecotoxicology*, Subsections: Methods 201-210. OCDE, Paris.

———1992e, *The OECD principles of good laboratory practice*, Monographies sur l'environnement, n° 46, séries OCDE sur les principes de bonnes pratiques de laboratoire et la vérification du respect de ces principes, n° 1, OCDE, Paris, OCDE/GD(92)32.

———, 1992f, *Guidance for GLP monitoring authorities. Guides for compliance monitoring procedures for good laboratory practice*, Monographies sur l'environnement, n° 46, séries OCDE sur les principes de bonnes pratiques de laboratoire et la vérification du respect de ces principes, n° 2, OCDE, Paris, OCDE/GD(92)33.

———, 1992g, *Guidance for GLP monitoring authorities. Guidance for the conduct of laboratory inspections and study audits*, Monographies sur l'environnement, n° 47, séries OCDE sur les principes de bonnes pratiques de laboratoire et la vérification du respect de ces principes, n° 3, OCDE, Paris, OCDE/GD(92)34.

———, 1992h, *GLP consensus document. Quality assurance and GLP*, Monographies sur l'environnement, n° 48 séries OCDE sur les principes de bonnes pratiques de laboratoire et la vérification du respect de ces principes, n° 4, OCDE, Paris, OCDE/GD(92)35.

———, 1992i, *GLP consensus document. Compliance of laboratory suppliers with GLP principles*, Monographies sur l'environnement, n° 49, séries OCDE sur les principes de bonnes pratiques de laboratoire et la vérification du respect de ces principes, n° 5, OCDE, Paris, OCDE/GD(92)36.

———, 1992j, *OECD guideline for testing of chemicals. Fish, acute toxicity test*, OCDE, Paris, adopté par le Conseil, 17 juillet 1992, 13 p.

———, 1993a, *Technical guidance documents in support of the risk assessment directive. (93/67/EEC) for substances notified in accordance with the requirements of Council Directive 67/548/EEC*, chapitre 11, OCDE, Paris, 51 p.

———, 1993b, *GLP consensus document. The application of the GLP principles to short-term studies*, Monographies sur l'environnement, n° 73, séries OCDE sur les principes de bonnes pratiques de laboratoire et la vérification du respect de ces principes, n° 7, OCDE, Paris, OCDE/GD(93)104.

———, 1993c, *GLP consensus document. The role and responsibilities of the study director in GLP studies*, Monographies sur l'environnement, n° 74, séries OCDE sur les principes de bonnes pratiques de laboratoire et la vérification du respect de ces principes, n° 8, OCDE, Paris, OCDE/GD(93)105.

———, 1993d, *OECD guidelines for the testing of chemicals*, volume 2, OCDE, Paris.

———, 1994, *GLP consensus document. The application of the GLP principles to field studies*, Monographies sur l'environnement, n° 50, séries OCDE sur les principes de bonnes pratiques de laboratoire et la vérification du respect de ces principes, n° 6, OCDE, Paris, OCDE/GD(92)37.

———, 1995a, *Guidance document for aquatic effects assessment*, OCDE, Paris, Monographies sur l'environnement, n° 92, 116 p.

———, 1995b, *Report of the OECD workshop on*

environmental hazard/risk assessment, OCDE, Paris, Monographies sur l'environnement, n° 105, 96 p.

———, 1998a, *Report of the OECD workshop on statistical analysis of aquatic toxicity data*, OCDE, Paris, publications de l'OCDE sur l'hygiène et la sécurité de l'environnement, série Essais et évaluation n° 10, 133 p.

———, 1998b, *Detailed review paper on aquatic testing methods for pesticides and industrial chemicals*, partie 1 : rapport, partie 2 : annexes, OCDE, Paris, publications de l'OCDE sur l'hygiène et la sécurité de l'environnement, série Essais et évaluation n° 11, 260 + 303 p.

O'Connor, T.P., K.D. Daskalakis, J.L. Hyland, J.F. Paul et J.K. Summers, 1998, « Comparisons of sediment toxicity with predictions based on chemical guidelines », *Environ. Toxicol. Chem., 17:*468-471.

Okkerman, P.C., E.J. Plassche, C.J. Roghair et J.H. Canton, 1990, « Validation of some extrapolation methods with toxicity data derived from multiple species experiments », présenté à l'*OECD Workshop on Ecotoxicological Effects Assessment*, Arlington, Va. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene (Institut national de la santé publique et de la protection de l'environnement), Bilthoven, Pays-Bas, 14 p. plus annexes.

OMI (Organisation maritime internationale), 1990, *Intergovernmental Conference on the Convention on the Dumping of Wastes at Sea*, Londres, 30 octobre-13 novembre 1972, Acte final de la Conférence, avec annexes, notamment le texte de la Convention sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets, OMI, Londres, éd. de 1982, 1990 (réimpression).

OMOE (Ontario Ministry of the Environment - ministère de l'Environnement de l'Ontario), 1984, *Water management. Goals, policies, objectives and implementation procedures of the Ministry of the Environment*, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto, nov. 1978, révisé en mai 1984, 70 p.

———, 1991, *Ontario's water quality objective development process*, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Aquatic Criteria Development Committee, Toronto, 67 p.

Ontario, 1975, *The environmental assessment act*, 1975, Statutes of Ontario, 1975, chapitre 69.

Oris, J.T. et J.P. Giesy Jr, 1985, « The photoenhanced toxicity of anthracene to juvenile sunfish *(Lepomis* spp.) », *Aquatic Toxicol., 6:*133-146.

———, 1987, « The photo-induced toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to larvae of the fathead minnow », *Chemosphere, 16:*1395-1404.

Oris, J.T., A.T. Hall et J.D. Tylka, 1990 « Humic acids reduce the photo-induced toxicity of anthracene to fish and *Daphnia* », *Environ. Toxicol. Chem., 9:*575-583.

Orr, P.L., R.W. Bradley, J.B. Sprague et N.J. Hutchinson, 1986, « Acclimation-induced change in toxicity of aluminum to rainbow trout *(Salmo gairdneri)* », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 43:*243-246.

Ortego, L.S. et W.H. Benson, 1992, « Effects of dissolved humic material on the toxicity of selected pyrethroid insecticides », *Environ. Toxicol. Chem., 11:*261-266.

Ostrander, G., 1997, *Techniques in aquatic toxicology*, Lewis Pub., Boca Raton (Fla), 704 p.

OTAN (Organisation du Traité de l'Atlantique-Nord), 1988, *Pilot study on international information exchange on dioxins and related compounds*, Organisation du Traité de l'Atlantique-Nord, Comité sur les défis de la société moderne, Bruxelles, rapport 177.

Overstreet, R.M., 1987, « Aquatic pollution problems, southwestern U.S. coasts: Histopathological indicators », *Aquat. Toxicol., 11:*213-239.

OWRC (Ontario Water Resources Commission - Commission des ressources en eau de l'Ontario), 1970, Guidelines and criteria for water quality management in Ontario, OWRC, Toronto (Ont.), 26 p.

Pack, S., 1993, *A review of statistical data analysis and experimental design in OECD aquatic toxicology test guidelines*, Shell Research Ltd., Sittingbourne Research Centre, Sittingbourne, Kent (R.-U.), 42 p.

Pandard, P., P. Vasseur et D.M. Rawson, 1993, « Comparison of two types of sensors using eukaryotic algae to monitor pollution of aquatic systems », *Water Res., 27:*427-431.

Parker, W.R. et N.A. Smith, 1997, *A synopsis of the first cycle of the pulp and paper mill environmental effects monitoring program in the Atlantic Region*, EPS-5-AR-99-2, Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, région de l'Atlantique, Surveillance, Halifax (N.-É.), 45 p.

Parkhurst, B.R., 1996, « Predicting receiving system impacts from effluent toxicity », p. 309-321, dans : *Whole effluent toxicity testing: An evaluation of methods and prediction of receiving system impacts*, D.R. Grothe, K.L. Dickson et D.K. Reed-Judkins (dir.), Soc. Environ. Toxicol. Chem., pub. hors-série du SETAC, SETAC Press, Pensacola (Fla).

Parrott, J.L. et P.V. Hodson, 1995, « Relative potency of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans for inducing mixed-function oxygenase activity in rainbow trout », *Environ. Toxicol. Chem., 14:*104--1050.

Payne, J.F., 1978, « Mixed function oxidases in marine organisms in relation to petroleum hydrocarbon metabolism and detection », *Mar. Pollut. Bull., 8:*112-116.

Payne, J.F. et L.L. Fancey, 1982, « Effect of long-term

exposure to petroleum on mixed-function oxygenases in fish: further support for use of the enzyme system in biological monitoring », *Chemosphere, 11:*207-213.

Payne, J.F., L.L. Fancey, A.D. Rahimtula et E.L. Porter, 1987, « Review and perspective on the use of mixed-function oxygenase enzymes in biological monitoring », *Comp. Biochem. Physiol., 86C:*233-245.

Percy, J.A., 1977, « Responses of arctic marine benthic crustaceans to sediments contaminated with crude oil », *Environ. Pollut., 13:*1-10.

Persaud, D., R. Jaagumagi et A. Hayton, 1992, *Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario*, PIBS 1962, Log 92-2309-067, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Direction des ressources en eau, Toronto, 26 p.

Persoone, G., 1998a, « Development and first validation of a "stock-culture free" algal microbiotest: The Algaltoxkit », p. 311-320, dans : *1998, Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice*, P.G. Wells, K. Lee et C. Blaise (dir.), CRC Press, Boca Raton (Fla).

———, 1998b, « Development and validation of toxkit microbiotests with invertebrates, in particular crustaceans », p. 437-449, dans : 1998, *Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice*, P.G., Wells, K. Lee et C. Blaise (dir.), CRC Press, Boca Raton (Fla).

Persoone, G., A. Van de Vel, M. Van Steertegem et B. De Nayer, 1989, « Predictive value of laboratory tests with aquatic invertebrates: influence of experimental conditions », *Aquat. Toxicol., 14:*149-166.

Petersen, G.I. et P. Kristensen, 1998, « Bioaccumulation of lipophilic substances in fish early life stages », *Environ. Toxicol. Chem.., 17:*1385-1395.

Peterson, H.G., F.P. Healey et R. Wagemann, 1984, « Metal toxicity to algae: A highly pH dependent phenomenon », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41:*974-979.

Pfleeger, T.G., A. Fong, R. Hayes, H. Ratsch et C. Wickliff, 1996, « Field evaluation of the EPA (Kenaga) nomogram, a method for estimating wildlife exposure to pesticide residues on plants », *Environ. Toxicol. Chem., 15:* 535-543.

Pickering, Q.H., 1988, « Evaluation and comparison of two short-term fathead minnow tests for estimating chronic toxicity », *Water Res., 22:*883-893.

Pickering, Q.H., C. Henderson et A.E. Lemke, 1962, « The toxicity of organic phosphorus insecticides to different species of warmwater fishes », *Trans. Amer. Fish. Soc., 91:*75-184.

Pigeon, B., 1992, *The Chemiotox index: a toxic waste indicator. Methodology applied to the 50 priority industrial plants under the St. Lawrence Action Plan*, préparé pour L'Équipe d'intervention Saint-Laurent, Montréal, par BPC Environnement, 32 p.

Pillard, D.A., W.A. Stubblefield et C. McPherson, 1993, « An evaluation of sediment grain size as a confounding factor in assessing toxicity in shoreline sediment samples », *Fourteenth Ann. Meeting of Soc. Environ. Toxicol. Chem.*, Houston, Texas, Abstract 337.

PO (ministère des Pêches et des Océans), 1992, « *Loi sur les pêches, Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers* », *Gazette du Canada, Partie II*, vol. 126, n° 11, 7 mai 1992, p. 1967-2006.

Pocklington, P. et K.G. Doe, 1998, « Development of a Canadian marine toxicity test for whole sediments using cultured spionid polychaetes », p. 395-407, dans : *1998, Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice*, P.G. Wells, K. Lee et C. Blaise (dir.), CRC Press, Boca Raton (Fla).

Pollutech [Pollutech Enviroquatics Ltd.], 1996, *Comparison of results from alternative acute toxicity tests with rainbow trout for selected mine effluents*, rapport non numéroté publié dans le cadre du Programme d'ÉTIMA, avril 1996, l'Association minière du Canada et le Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie de Ressources naturelles Canada, Programme d'évaluation des techniques de mesure d'impact en milieu aquatique, Ottawa.

Pollution Control Board, 1977 (réimpression 1989), *Pollution control objectives for the forest products industry of British Columbia*, ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, Victoria.

Pontasch, K.W., B.R. Niederlehner et J. Cairns Jr, 1989, « Comparisons of single-species, microcosm and field responses to a complex effluent », *Environ. Toxicol. Chem., 8:*521-532.

Power, M. et L.S. McCarty, 1997, « Fallacies in ecological risk assessment practices », *Environ. Sci. Technol./News 331:*370A-375A.

Prati, L., R. Pavanello et F. Pesarin, 1971, « Assessment of surface water quality by a single index of pollution », *Water Res., 5:*741-751.

Pratt, J.R., N.J. Bowers et J. Cairns Jr, 1990, « Effect of sediment on estimates of diquat toxicity in laboratory microcosms », *Water Res., 24:*51-57.

Quillardet, P., O. Huisman, R. D'Ari et M. Hofnung, 1982, « SOS Chromotest, a direct assay of induction of an SOS function in *Escherichia coli* K-12 to measure genotoxicity », *Proc. Nat. Acad. Sci. USA, 79:*5971-5975.

Quillardet, P., C. de Bellecombe et M. Hofnung, 1985, « The SOS Chromotest, a colorimetric bacterial assay for genotoxins: validation study with 83 compounds », *Mutat.*

*Res., 147:*79-95.

Qureshi, A.D., K.W. Flood, S.R. Thompson, S.M. Junhurst, C.S. Inniss et D.A. Rokosh, 1982, « Comparison of a luminescent bacterial test with other bioassays for determining toxicity of pure compounds and complex effluents », p. 179-195, dans : *Aquatic toxicology hazard assessment,* 5e conf., ASTM STP 766, J.G. Pearson *et al.* (dir.), Amer. Soc. for Testing and Materials, Philadelphie (Pa).

Qureshi, A.A., A.A. Bulich et D.L. Isenberg, 1998, « Microtox® toxicity test systems — where they stand today », p. 185-199, dans : *1998, Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice,* Wells, P.G., K. Lee et C. Blaise (dir.), CRC Press, Boca Raton (Fla).

Ramamoorthy, S., 1996, *Handbook of chemical toxicity profiles of biological species, Vol. 2, Avian and mammalian species,* Lewis Pub., Boca Raton (Fla), 416 p.

Ramamoorthy, S. et E. Baddaloo, 1990, *Evaluation of environmental data for regulatory and impact assessment,* Elsevier, Amsterdam, 466 p.

———, 1995, *Handbook of chemical toxicity profiles of biological species, Vol. 1, Aquatic species,* Lewis Pub., Boca Raton (Fla), 400 p.

Rand, G.M. (dir.), 1995, *Fundamentals of aquatic toxicology,* 2e éd., Taylor et Francis, Washington, D.C., 1125 p.

Rand, G.M. et S.R. Petrocelli (dir.), 1985, *Fundamentals of aquatic toxicology,* Hemisphere Pub., Washington, D.C.

Rawson, D.M., A.J. Willmer et M.C. Cardosi, 1987, « The development of a whole cell biosensor for on ligne screening of herbicide pollution of surface waters », *Toxic. Assess., 2:*325-340, (cité dans Pandard *et al.*, 1993).

Read, H.W., J.M Harkin et K.E. Gustavson, 1998, « Environmental applications with submitochondrial particles », p. 31-52, dans : *1998, Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice,* P.G. Wells, K. Lee et C. Blaise (dir.), CRC Press, Boca Raton (Fla).

Reice, S.R. et M. Wohlenberg, 1993, « Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic processes: measures for assessment of ecosystem health », p. *287-304,* dans : *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates,* D.M. Rosenberg et V.H. Resh (dir.), Chapman & Hall, New York (N.Y.).

Reynoldson, T.B. et M.A. Zarull, 1993, « An approach to the development of biological sediment guidelines », p. 177-200, dans : *Ecological integrity and the management of ecosystems,* S. Woodley, J. Kay et G. Francis (dir.), St. Lucie Press, Delray Beach (Fla).

Reynoldson, T.B., K.E. Day et R.H. Norris, 1995, « Biological guidelines for freshwater sediments based on **B**enthic **A**ssessment of Sedimen**T** (the ***BEAST***) », *Austral. J. Ecol., 20:*198-219.

Roch, M. et E.J. Maly, 1979, « Relationship of cadmium-induced hypocalcemia with mortality in rainbow trout *(Salmo gairdneri)* and the influence of temperature on toxicity », *J. Fish. Res. Board Can., 36:*1297-1303.

Rolland, R.M., M. Gilbertson et R.E. Peterson (dir.), 1997, *Chemically induced alteration in functional development and reproduction of fishes,* Soc. Environ. Toxicol. Chem., SETAC Press, Pensacola (Fla), 224 p.

Rosenberg, D.M. et V.H. Resh (dir.), 1993, *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates,* Chapman & Hall, New York (N.Y.).

Rosenzweig, M.S. et A.L. Buikema Jr, 1994, « Phytoplankton colonization and seasonal succession in new experimental ponds », *Environ. Toxicol. Chem., 13:*599-605.

Ross, P., 1998, « Role of microbiotests in contaminated sediment assessment batteries », p. 549-556, dans : *1998, Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice,* P.G. Wells, K. Lee et C. Blaise (dir.), CRC Press, Boca Raton (Fla).

Rousseaux, C.G., A. Branchaud et P.A. Spear, 1995, « Evaluation of liver histopathology and EROD activity in St. Lawrence Lake sturgeon *(Acipenser fulvescens)* in comparison with a reference population », *Environ. Toxicol. Chem., 14:*843-850.

Ruby, S.M., D.R. Idler et S.Y. Peng, 1993, « Plasma vitellogenin, 17β-estradiol, T_3 and T_4 levels in sexually maturing rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* following sublethal HCN exposure », *Aquat. Toxicol., 26:*91-102.

Rue, W.J., J.A. Fava et D.R. Grothe, 1988, « A review of inter- and intralaboratory effluent toxicity test method variability », p. 190-203, dans : *Aquatic toxicology and hazard evaluation,* 10e vol., W.J. Adams, G.A. Chapman et W.G. Landis (dir.), Amer. Soc. Testing and Materials, Philadelphie (Pa), ASTM STP 971.

Russell, R.W., S.J. Hecnar et G.D. Haffner 1995, « Organochlorine pesticide residues in southern Ontario spring peepers », *Environ. Toxicol. Chem., 14:*815-818.

Russo, R.C., 1985, « Ammonia, nitrite, and nitrate », p. 455-471, dans : *Fundamentals of aquatic toxicology. Methods and applications,* G.M. Rand et S.E. Petrocelli (dir.), Hemisphere Pub. Corp., Washington, D.C.

Russom, C.L., S.P. Bradbury, S.J. Broderius, D.E. Hammermeister et R.A. Drummond, 1997, « Predicting modes of toxic action from chemical structure: acute toxicity in the fathead minnow *(Pimephales promelas)* », *Environ. Toxicol. Chem., 16:*948-967.

Salazar, M.H. et S.M. Salazar, 1996, « Mussels as bioindicators: effects of TBT on survival, bioaccumulation, and growth under natural conditions », p. 305-330, dans : *Organotin*, M.A. Champ et P.F. Seligman (dir.), Chapman & Hall, London.

Sanders, W.M., 1985, « Field validation », p. 601-618, dans : *Fundamentals of aquatic toxicology. Methods and applications*, G.M. Rand et S.E. Petrocelli (dir.), Hemisphere Pub. Corp., Washington, D.C.

Sarda, N. et G.A. Burton Jr, 1995, « Ammonia variation in sediments: Spatial, temporal and method-related effects », *Environ. Toxicol. Chem., 14:*1499-1506.

Sasson-Brickson, G. et G.A. Burton Jr, 1991, « In situ and laboratory sediment toxicity testing with *Ceriodaphnia dubia* », *Environ. Toxicol. Chem.*, 10:201-207.

Sauvé, S., A. Dumestre, M. McBride et W. Hendershot, 1998, « Derivation of soil quality criteria using predicted chemical speciation of Pb^{2+} and Cu^{2+} », *Environ. Toxicol. Chem., 17:*1481-1489.

Schiewe, M.H., E.G. Hawk, D.I. Actor et M.M. Krahn, 1985, « Use of a bacterial luminescence assay to assay toxicity of contaminated marine sediments », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42:*1244-1248.

Schimmel, S.C. et G.B. Thursby, 1996, « Predicting receiving system impacts from effluent toxicity: a marine perspective », p. 322-330, dans : *Whole effluent toxicity testing: An evaluation of methods and prediction of receiving system impacts,* Grothe, D.R., K.L. Dickson et D.K. Reed-Judkins (dir.), Soc. Environ. Toxicol. Chem., pub. hors-série du SETAC, SETAC Press, Pensacola (Fla).

Schimmel, S.C., G.E. Morrison et M.A. Heber, 1989, « Marine complex effluent toxicity program: test sensitivity, repeatability and relevance to receiving water toxicity », *Environ. Toxicol. Chem., 8:*739-746.

Schindler, D.W., 1987, « Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress », *Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44 (suppl. 1):*6-25.

Schrap, S.M. et A. Opperhuizen, 1990, « Relationship between bioavailability and hydrophobicity: reduction of the uptake of organic chemicals by fish due to the sorption on particles », *Environ. Toxicol. Chem., 9:*715-724.

SCOPE (Comité scientifique sur les problèmes de l'environnement), 1975, Environmental impact assessment: principles and procedures. Conseil international des unions scientifiques, Comité scientifique sur les problèmes de l'environnement (SCOPE), Paris, rapport 5 du SCOPE, 173 p.

———, 1980, Environmental risk assessment. (A.V. Whyte et I. Burton, dir.), Conseil international des unions scientifiques, Comité scientifique sur les problèmes de l'environnement (SCOPE), Paris, rapport 15 du SCOPE, 157 p., John Wiley & Sons, New York.

Scroggins, R.P., 1986, « In-plant toxicity balances for a bleached kraft pulp mill », *Pulp and Paper Canada, 87 (9):* T344-348.

Seelye, J.G., R.J. Hesselberg et M.J. Mac, 1982, « Accumulation by fish of contaminants released from dredged sediments », *Environ. Sci. Technol., 16:*459-464.

Sergy, G.A., 1987, *Recommendations on aquatic biological tests and procedures for environmental protection, C & P DOE*, Environnement Canada, Protection de l'environnement, Direction du développement technologique et des services techniques, Edmonton (Alb.), 102 p. plus annexes.

Servos, M., J. Carey, M. Ferguson, G. Van Der Kraak, H. Ferguson, J. Parrott, K. Gorman et R. Cowling, 1992, « Impact of a modernized bleached kraft mill on white sucker populations in the Spanish River, Ontario », *Water Pollut. Res. J. Can., 27:*423-437.

SETAC (Soc. Environ. Toxicol. Chem.), 1997, *Ecological risk assessment*, Soc. Environ. Toxicol. Chem., Pensacola (Fla), SETAC Tech. Issue Paper, 4 p.

Sheppard, S., J. Bembridge, M. Holmstrup et L. Posthuma, 1998, *Advances in earthworm ecotoxicology*, Soc. Environ. Toxicol. Chem., SETAC Press, Pensacola (Fla), 442 p.

Shi, M. et E.M. Faustman, 1989, « Development and characterization f a morphological scoring system for medaka *(Oryzias latipes)* embryo culture », *Aquat. Toxicol., 15:*127-140.

Shigehisa, H. et H. Shiraishi, 1998, « Biomonitoring with shrimp to detect seasonal change in river water toxicity », *Environ. Toxicol. Chem., 17:*687-694.

Shugart, L.R., 1995, « Environmental genotoxicology », p. 405-419, dans : *Fundamentals of aquatic toxicology, 2e éd*, G.M. Rand (dir.), Taylor et Francis, Washington, D.C.

Shugart, R., J. Bickham, G. Jackim, G. McMahon, W. Ridley, J. Stein et S. Steinert, 1992, « DNA alterations », p. 125-153, dans : *Biomarkers. Biochemical, physiological, and histological markers of anthropogenic stress*, R.J. Huggett, R.A. Kimerle, P.M. Mehrle Jr et H.L. Bergman (dir.), Lewis Pub., Boca Raton (Fla).

Sibley, P.K., G.T. Ankley, A.M. Cotter et E.N. Leonard, 1996, « Predicting chronic toxicity of sediments spiked with zinc: an evaluation of the acid-volatile sulfide model using a life-cycle test with the midge *Chironomus tentans* », *Environ. Toxicol. Chem., 15:*2102-2112.

Slooff, W., J.H. Canton et J.L.M. Hermens, 1983, « Comparison of the susceptibility of 22 freshwater species

to 15 chemical compounds. I. (Sub)acute toxicity tests », *Aquat. Toxicol., 4:*113-128.

Slooff, W., J.A.M. van Oers et D. de Zwart, 1986, « Margins of uncertainty in ecotoxicological hazard assessment », *Environ. Toxicol. Chem., 5:*841-852.

Smith, S.L., D.D. MacDonald, K.A. Keenleyside et C.L. Gaudet, 1996a, « The development and implementation of Canadian sediment quality guidelines », p. 233-249, dans : *Developments and progress in sediment quality assessment: Rationale, challenges, techniques and strategies*, M. Munawar et G. Dave (dir.), Ecovision World Monograph Series, SPB Academic Publishing, Amsterdam, Pays-Bas.

Smith, S.L., D.D. MacDonald, K.A. Keenleyside, C.G Ingersoll et L.J. Field, 1996b, « A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems », *J. Great Lakes Res., 22:*624-638.

Smrchek, S., R. Clements, R. Morcock et W. Robert, 1993, « Assessing biological hazard under TSCA: Methods and evaluation of data », p. 22-39, dans : *Environmental toxicology and risk assessment*, W. Landis, J. Hughes et M. Lewis (dir.), Amer. Soc. for Testing and Materials, Philadelphie (Pa), ASTM STP 1179.

Snell, T.W. et G. Persoone, 1989a, « Acute toxicity bioassays using rotifers. I. A test for brackish and marine environments with *Brachionus plicatilis* », *Aquat. Toxicol., 14:*65-80.

Snell, T.W. et G. Persoone, 1989b, « Acute toxicity bioassays using rotifers. II. A freshwater test with *Brachionus rubens* », *Aquat. Toxicol., 14:*81-92.

SNV (Swedish Naturvårdsverket), 1990, *Biological — chemical characterisation of industrial waste water*. Pour l'attribution de permis et la supervision des activités nuisibles à l'environnement. Naturvårdsverket (Agence suédoise de protection de l'environnement), S-171 85 Solna (Suède), 102 p. [ISBN 91-620-1071-9]

Soares, A.M.V.M., D.J. Baird et P. Calow, 1992, « Interclonal variation in the performance of *Daphnia magna* Straus in chronic bioassays », *Environ. Toxicol. Chem., 11:*1477-1484.

Södergren, A., 1987, « Biological effects of effluents from pulp mills — preliminary results from the Swedish Environment/Cellulose project », *Paperi ja Puu, 69:*422-426.

Södergren, A., B.-E. Bengtsson, P. Jonsson, S. Lagergren, L. Larsson, M. Olsson et L. Renberg, 1988, « Summary of results from the Swedish project Environment/Cellulose », *Water Sci. Technol., 20:*49-60.

Solé, M., C. Porte et J. Albaigés, 1995, « Seasonal variation in the mixed-function oxygenase system and antioxidant enzymes of the mussel *Mytilus galloprovincialis* », *Environ. Toxicol. Chem., 14:*157-164.

Spear, P.A. et R.C. Pierce, 1979, *Copper in the aquatic environment: chemistry, distribution and toxicology*, Conseil national de recherches du Canada, Environ. Secretariat, rapport NRCC 16454.

Spies, R.B. et D.W. Rice Jr, 1988, « Effects of organic contaminants on reproduction of the starry flounder *Platichthys stellatus* in San Francisco Bay. II. Reproductive success of fish captures in San Francisco Bay and spawned in the laboratory », *Marine Biol., 98:*191-200.

Sprague, J.B., 1969, « Measurement of pollutant toxicity to fish — I. Bioassay methods for acute toxicity », *Water Res. 3:*793-821.

———, 1970, « Measurement of pollutant toxicity to fish. II. Utilizing and applying bioassay results », *Water Res., 4:* 3-32.

———1971, « Measurement of pollutant toxicity to fish — III. Sublethal effects and "safe" concentrations », *Water Res., 5:*245-266.

———, 1981, « Ethologists are environmental drop-outs. Abstract. Proc. 2nd Biennial Symposium on Ethology and Behavioural Ecology of Fishes, Normal, Ill., Oct. 19-22, 1979 », *Environ. Biol. Fishes, 6:*138.

———, 1985, « Factors that modify toxicity », p. 124-163, dans : *Fundamentals of aquatic toxicology. Methods and applications*, G.M. Rand et S.E. Petrocelli (dir.), Hemisphere Pub. Corp., Washington, D.C.

———, 1991, « Environmentally desirable approaches for regulating effluents from pulp mills », *Water Sci. Technol,. 3/4:*361-271.

———, 1992, *Concepts for developing Canadian water quality guidelines for effluents from bleached pulp mills*, préparé pour Environnement Canada, Direction générale des sciences et de l'évaluation des écosystèmes, Direction de la santé des écosystèmes, Division des recommandations, Hull (Québec), 129 p.

———, 1995, « Planning a field validation program », chapitre 3 dans *Review of methods for sublethal aquatic toxicity tests relevant to the Canadian metal-mining industry, and design of field validation programs*. Préparé pour le Centre canadien de la technologie des minéraux de l'énergie de Ressources naturelles Canada, Programme d'évaluation des techniques de mesure d'impacts en milieu aquatique (ÉTIMA), Ottawa, par Sprague Associates Ltd., Salt Spring Island (C.-B.), 110 p.

———, 1997, *Review of methods for sublethal aquatic toxicity tests relevant to the Canadian metal-mining industry*, Centre canadien de la technologie des minéraux de l'énergie de Ressources naturelles Canada, Programme

d'évaluation des techniques de mesure d'impact en milieu aquatique (ÉTIMA), Ottawa, projet d'ÉTIMA 1.2.1, 102 p.

Sprague, J.B. et D.E. Drury, 1969, « Avoidance reactions of salmonid fish to representative pollutants », p. 169-179 dans : *Advances in Water Pollution Research. Proc. Fourth Internat. Conf., Prague, Vol. 1*, S.H. Jenkins (dir.), Pergamon Press, London.

Sprague, J.B., P.F. Elson et R.L. Saunders, 1965, « Sublethal copper-zinc pollution in a salmon river -- a field and laboratory study », *Internat. J. Air Water Pollution, 9:*531-543.

Sprague, J.B., P.F. Elson et J.R. Duffy, 1971, « Decrease in DDT residues in young salmon after forest spraying in New Brunswick », *Environ. Pollut., 1:*191-203.

Sprague, J.B., N. McCubbin et N. Bonsor [Expert Committee on Pollution from Non-Kraft Pulp and Paper Mills], 1991, *Effluents from non-kraft pulp and paper mills in Ontario*, rapport pour le Comité consultatif technique du secteur des pâtes et papiers de la SMID, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto, 426 p.

SRC (Saskatchewan Research Council) 1995a, *Development of aquatic plant bioassays for rapid screening and interpretive risk assessments of metal mining wastewaters*, SRC, Université technique du Danemark et Université de la Saskatchewan, Regina, pub. E-2100-2-C-95 du SRC, 191 p.

Stackhouse, R.A. et W.H. Benson, 1988, « The influence of humic acid on the toxicity and bioavailability of selected trace metals », *Aquatic Toxicol., 13:*99-108.

Stebbing, A.R.D., 1982, « Hormesis — the stimulation of growth by low levels of inhibitors », *Sci. Total Envir., 22:* 213-234.

Stegeman, J.J. et P.J. Kloepper-Sams, 1987, « Cytochrome P-450 isozymes and mono-oxygenase activity in aquatic animals », *Environ. Health Perspect., 71:*87-95.

Stegeman, J.J., B.R. Woodin et A. Boksoyr, 1988, « Apparent cytochrome P-450 induction as an indication of exposure to environmental chemicals in the flounder *Platichthys flesus* », *Mar. Ecol. Prog. Ser., 46:*55-60.

Stein, J.E., T.K. Collier, W.L. Reichert, E. Casillas, T. Hom et U. Varanasi, 1992, « Bioindicators of contaminant exposure and sublethal effects: Studies with benthic fish in Puget Sound, Washington », *Environ. Toxicol. Chem., 11:* 701-714.

Stephan, C.E., 1982, « Increasing the usefulness of acute toxicity tests », p. 69-81, dans : *Aquatic toxicology and hazard assessment: fifth conference*, J.G. Pearson, R.B. Foster et W.E. Bishop (dir.), Amer. Soc. Testing and Materials, Philadelphie (Pa), ASTM STP No. 766.

Stephan, C.E. et J.W. Rogers, 1985, « Advantages of using regression analysis to calculate results of chronic toxicity tests », p. 328-338, dans : *Aquatic toxicology and hazard assessment. 8th symp*, R.C. Bahner et D.J. Hansen (dir.), American Soc. Testing and Materials, Philadelphie (Pa), ASTM STP 891.

Stephan, C.E., D.I. Mount, D.J. Hanson, J.H. Gentile, G.A. Chapman et W.A. Brungs, 1985, *Guidelines for deriving numeric national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses*, USEPA, Duluth, Minn. Natl Tech. Inform. Service, PB85-227049.

Stumm, W. et J.J. Morgan, 1981, *Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*, 2e éd, John Wiley & Sons, New York (N.Y.)

Suter, G.W. II, 1990, « Uncertainty in environmental risk assessment », p. 203-230, dans : *Acting under uncertainty: Multidisciplinary conceptions*, G.M. von Furstenberg (dir.), Kluwer Academic Pub., Boston. (Mass.).

———, (dir.), 1993, *Ecological risk assessment*, Lewis Pub., Boca Raton (Fla), 538 p.

———, 1995, « Introduction to ecological risk assessment for aquatic toxic effects », p. 803-816, dans : *Fundamentals of aquatic toxicology*, 2e éd., G.M. Rand (dir.), Taylor et Francis, Washington, D.C.

———, 1996, « Abuse of hypothesis testing statistics in ecological risk assessment », *Human and Ecol. Risk Assess., 2:*331-347.

———, 1997, « Overview of the ecological risk assessment framework », p. 1-6, dans : *Ecological risk assessment of contaminated sediments*, C.G. Ingersoll, T. Dillon et G.R. Biddinger (dir.), Soc. Environ. Toxicol. Chem., pub. hors-série du SETAC, SETAC Press, Pensacola (Fla).

Suter, G.W. II, A.E. Rosen, E. Linder et D.F. Parkhurst, 1987, « Endpoints for responses of fish to chronic toxic exposures », *Environ. Toxicol. Chem., 6:*793-809.

Swanson, M.B., G.A. Davis, L.E. Kincaid, T.W. Schultz, J.E. Bartmess, S.L. Jones et E.L. George, 1997, « A screening method for ranking and scoring chemicals by potential human health and environmental impacts », *Environ. Toxicol. Chem., 16:*372-383.

Tang, Y. et E.T. Garside, 1987, « Preexposure and subsequent resistance to lead in yearling brook trout, *Salvelinus fontinalis* », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 44:*1089-1091.

Taub, F.B., 1985, « Toward interlaboratory (round-robin) testing of a standardized aquatic microcosm », p. 165-186, dans : *Multispecies toxicity testing*, Cairns, J. Jr (dir.), Pergamon Press, New York (N.Y.)

Tay, K.-L., K.G. Doe, S.J. Wade, D.A. Vaughan, R.E. Berrigan et M.J. Moore, 1992, « Sediment bioassessment in Halifax harbour », *Environ. Toxicol.*

*Chem., 11:*1567-1582.

Tay, K.L., K.G. Doe, A.J. MacDonald, S.J. Wade, J.D.A. Vaughan, A.L. Huybers, K. Lee et R. Larocque, 1993, « Application of sediment bioassays for the environmental assessment of ocean dumping sites », *Proc. 20th Ann. Aquatic Toxicity Workshop,* Québec, novembre 1993, p. 48-49.

Tay, K.L., K.G. Doe, A.J. MacDonald et K. Lee, 1998, « The influence of particle size, ammonia, and sulfide on toxicity of dredged materials for ocean disposal », p. 559-574, dans : *1998, Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice*, P.G. Wells, K. Lee et C. Blaise (dir.), CRC Press, Boca Raton (Fla).

Taylor, B.R. et D. Parkinson, 1988, « A new microcosm approach to litter decomposition studies », *Can. J. Bot., 66:*1933-1939.

Taylor, M.C. (dir.), 1989, *Proceedings of a workshop on the development and use of water quality objectives*, Halifax (N.-É.), 19-21 sept. 1989, Canadian Council of Ministers of the Environment, Task Force for Water Quality Guidelines, 175 p.

Thompson, K.W., M.L. Deaton, R.V. Foutz, J. Cairns Jr et A.C. Hendricks, 1982, « Application of time-series intervention analysis to fish ventilatory response data », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 39:*518-521.

Thursby, G.B. et C.E. Schlekat, 1993, *Statistical analysis of 10-day solid phase toxicity data for amphipods*, Fourteenth Ann. Meeting of Soc. Environ. Toxicol. Chem., Houston, Texas, Abstract 339.

Thurston, R.V., G.R. Phillips, R.C. Russo et S.M. Hinkins, 1981, « Increased toxicity of ammonia to rainbow trout *(Salmo gairdneri)* resulting from reduced concentrations of dissolved oxygen », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 38:*983-988.

Thurston, R.V., T.A. Gilfoil, E.L. Meyn, R.K. Zajdel, T.I. Aoki et G.D. Veith, 1985, « Comparative toxicity of ten organic chemicals to ten common aquatic species », *Water Res., 9:*1145-1155.

Tosato, M.L., S. Marchini, L. Passerini, A. Pino, L. Eriksson, F. Lindgren, S. Hellberg, J. Jonsson, M. Sjöström, B. Skagerberg et S. Wold, 1990, « QSARs based on statistical design and their use for identifying chemicals for further biological testing », *Environ. Toxicol. Chem., 9:*265-277.

Trust, K.A., A. Fairbrother et M.J. Hooper, 1994, « Effects of 7, 12-dimethylbenz[*a*]anthracene on immune function and mixed-function oxygenase activity in the European starling », *Environ. Toxicol. Chem., 13:*821-830.

USEPA (United States Environmental Protection Agency), 1978, « Water quality criteria », *U.S. Fed. Register, 43(97):*21506-21518.

———, 1984a, « Development of water quality-based permit limitations for toxic pollutants; national policy », U.S. *Federal Register, 49(*48): 9016-9019, Friday, March 9, 1984.

———, 1984b, *Estimating "concern levels" for concentrations of chemical substances in the environment*, USEPA, Environmental Effects Branch, Health and Environmental Review Div., 43 p.

———, 1985a, *Ambient aquatic life water quality criteria for ammonia — 1984*, EPA/440/5-85-001, USEPA, Office of Water, Regulations and Stand., Washington, D.C.

———, 1985b, « Toxic Substances Control Act test guidelines; final rules »,, *U.S. Federal Register, 50:*39252-39516, Sept. 27, 1985.

———, 1986, *Quality criteria for water 1986*, EPA 440/5-86-001, USEPA, Office of Water, Regulations and Standards, Washington, D.C.

———, 1988a, *Toxicity reduction evaluation protocol for municipal wastewater treatment plants*, EPA/600/2-88/062, USEPA, Office of Research and Development, Risk Reduction Engineering Lab., Cincinnati (Ohio).

———, 1988b, *Generalized methodology for conducting industrial toxicity reduction evaluations*, EPA/600/2-88/070, USEPA, Office of Research and Development, Risk Reduction Engineering Lab., Cincinnati (Ohio).

———, 1989a, *Methods for aquatic toxicity identification evaluations. Phase II. Toxicity identification procedures*, EPA/600/3-88/035, USEPA, Office of Research and Development, Environmental Research Laboratory, Duluth (Minn.).

———, 1989b, *Methods for aquatic toxicity identification evaluations. Phase III. Toxicity confirmation procedures*, EPA/600/3-88/036, USEPA, Office of Research and Development, Environmental Research Laboratory, Duluth (Minn.).

———, 1989c, *Ecological assessment of hazardous waste sites: a field and laboratory reference document*, W. Warren-Hicks, B.R. Parkhurst et S.S. Baker (dir.). Préparé par Kilkelly Environmental Associates, EPA/600/3-89/013, USEPA,

———, 1989d, *Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act (FIFRA): good laboratory practice standards; final rule. 40 CFR Part 160, U.S. Federal Register, IV,* August 17, 1989,34 p.

———, 1989e, «Amended good laboratory practices (TSCA) », *U.S. Federal Register*, August 17, 1989.

———, 1991a, *Technical support document for water quality-based toxics control*, EPA/505/2-90-001, USEPA, Office of Water, Washington, D.C.

———, 1991b, *Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to marine and estuarine organisms*, 2e éd., EPA 600/4-91-003, USEPA, Environmental Monitoring Systems Laboratory — Cincinnati (Ohio.).

——— . 1991c, *Methods for aquatic toxicity identification evaluations. Phase I. Toxicity characterization procedures*, EPA/600/6-91/003, USEPA, Office of Research and Development, Environmental Research Laboratory, Duluth (Minn.).

———, 1991d, *Toxicity identification evaluation: characterization of chronically toxic effluents, phase I*, EPA/600/6-91/005, USEPA, Office of Research and Development, Environmental Research Laboratory, Duluth (Minn.).

———, 1992a, « Application of microcosms for assessing the risk of microbial biotechnology products », dans *:EPA workshop report*, EPA/600/R-92/066, C.R. Cripe, P.H. Pritchard et A.M. Stern (dir.), USEPA, Washington, D.C.

———, 1992b, *Framework for ecological risk assessment. Risk Assessment Forum*, EPA/630/R-92/001, USEPA, Washington, D.C.

———, 1992c, *Sediment classification methods compendium*, EPA 823-R-92-006, USEPA, Office of Water, Washington, D.C.

———, 1993, *Guidance manual: bedded sediment bioaccumulation tests*, EPA/600/R-93/183, USEPA, Office of Research and Development, Washington, D.C.

———, 1994a, *Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluent and receiving waters to marine and estuarine organisms*, 2e éd., EPA/600/4-91/003, USEPA, Cincinnati (Ohio).

———, 1994b, *Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms*, 3e éd., EPA 600/4-91-002, USEPA, Environmental Monitoring Systems Laboratory, Cincinnati (Ohio).

———, 1994c, *ECOSAR. A computer program for estimating the ecotoxicity of industrial chemicals based on structure activity relationships. User's guide*, rapport 748-R-93-002, USEPA, Office Pollut. Prevention and Toxics, Washington, D.C., 22 p. et disquette.

———, 1994d, *Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates*, EPA 600/R-94/024, USEPA, Duluth (Minn.), 32 p.

———, 1994e, *Water quality standards handbook: second edition*, EPA/823-B-94-005a. USEPA, Office of Water, Washington, D.C.

———, 1995, *Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to west coast marine and estuarine organisms*, EPA 600/R-95/136, G.A. Chapman, D.L. Denton et J.M. Lazorchak (dir.), USEPA, Office of Research and Development, Washington, D.C., 661 p.

———, 1996, *Marine toxicity identification evaluation (TIE): Phase I, guidance document*, EPA/600/R-96/054, USEPA, Cincinnati (Ohio).

———, 1998, *Guidelines for ecological risk assessment*, EPA/630/R-95/002Fa, USEPA, Risk Assessment Forum, Washington, D.C. (Accessible en tant que publication du NTIS, n° PB98-117849 ou sur le Web : http://www.epa.gov/ncea/)

USEPA Region VIII (United States Environmental Protection Agency), 1994, *Mixing zones and dilution policy*, USEPA Region VIII, Water Management Div., Denver (Colo.), 38 p plus annexes.

USEPA et ACOE (United States Environmental Protection Agency et U.S. Army Corps of Engineers), 1994, *Evaluation of dredged material proposed for discharge in waters of the U.S. USEPA*, Offices of Water and Science & Technology, et U.S. Army Corps of Engineers, Washington, D.C., 161 p. plus annexes.

USEPA et CEE (United States Environmental Protection Agency et Communauté économique européenne), 1993, *USEPA/EEC joint project on the evaluation of (quantitative) structure-activity relationships* (ébauche de rapport final), USEPA, Washington, D.C., 55 p. plus annexes.

USNRC (United States National Research Council), 1989, *Improving risk communication*, National Academy Press, Washington, D.C., 332 p.

Vaes, W.H.J., E.U. Ramos, H.J.M. Verhaar et J.L.M. Hermens, 1998, « Acute toxicity of nonpolar versus polar narcosis: Is there a difference? », *Environ. Toxicol. Chem., 17:*1380-1384.

Valiela, D. et P.H. Whitfield, 1988, « Designing site-specific water quality objectives and monitoring », *Water Pollut. Res. J. Can., 23:*510-519.

van de Plassche, E.J. et G.J. Bockting, 1993, *Towards integrated environmental quality objectives for several volatile compounds*, rapport 679101-011, Institut national de la santé publique et de la protection de l'environnement, Bilthoven, Pays-Bas, 78 p.

van der Hoeven, N. et A.A.M. Gerritsen, 1997, « Effects of Chlorpyrifos on individuals and populations of *Daphnia pulex* in the laboratory and field », *Environ. Toxicol. Chem., 16:*2438-2447.

van der Schalie, W.H., 1986, «Can biological monitoring

early warning systems be useful in detecting toxic materials in water? », p. 107-121, dans : *Aquatic toxicology and risk assessment*, 9e vol., ASTM STP 921, T.M. Poston et R. Purdy (dir.), Amer. Soc. for Testing and Materials, Philadelphie (Pa).

Van Gestel, C.A.M. et W.- C. Ma, 1993, « Development of QSAR's in soil ecotoxicology: Earthworm toxicity and soil sorption of chlorophenols, chlorobenzenes and chloroanilines », *Water Air Soil Pollut., 69:*265-276.

van Hoof, F.M., E.G. de Johghe, M.G. Briers, P.D. Hansen, H.J. Pluta, D.M. Rawson et A.J. Wilmer, 1992, « The evaluation of bacterial biosensors for screening of water pollutants », *Environ. Toxicol. Water Qual., 7:*19-33.

Van Loon, W.M.G.M., M.E. Verwoerd, F.G. Wijnker, C.J. van Leeuwen, P. van Duyn, C. Van de Guchte et J.L.M. Hermens, 1997, « Estimating total body residues and baseline toxicity of complex organic mixtures in effluents and surface waters », *Environ. Toxicol. Chem., 16:*1358-1366.

Van Sprang, P.A. et C.R. Janssen, 1997, « Identification and confirmation of ammonia toxicity in contaminated sediments using a modified toxicity identification evaluation approach », *Environ. Toxicol. Chem., 16:*2501-2507.

van Straalen, N.M. et C.A.J. Denneman, 1991, « Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria », *Ecotox. Environ. Saf., 18:*241-251.

Van Urk, G., F. Kerkum et C.J. Van Leeuwen, 1993, « Insects and insecticides in the Lower Rhine », *Water Res., 27:*205-213.

Van Voris, P., D.A. Tolle, M.F. Arthur et J. Chesson, 1985, « Terrestrial microcosms: Applications, validation and cost-benefit analysis », p. 117-142, dans : *Multispecies toxicity testing*, J. Cairns Jr (dir.), Pergamon Press, New York (N.Y.).

Veith, G.D., D.L. DeFoe et B.V. Bergstedt, 1979, « Measuring and estimating the bioconcentration factor of chemicals in fish », *J. Fish. Res. Board. Can., 36:*1040-1048.

Veith, G.D., D.J. Call et L.T. Brooke, 1983, « Structure - toxicity relationships for the fathead minnow, *Pimephales promelas*: narcotic industrial chemicals », *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 40:*743-748.

Verhaar, H.J.M., C.J. van Leewen et J.L.M. Hermens, 1992, « Classifying environmental pollutants. 1: structure-activity relationships for prediction of aquatic toxicity », *Chemosphere, 25:*471-491.

VKI (Institut de la qualité de l'eau), 1994, *Discussion paper regarding guidance for terrestrial effects assessment*, ébauche de rapport final, préparé pour l'Organisation de coopération et de développemenet économiques, VKI, Institut de la qualité de l'eau, Danemark. 63 p.

VKI et RIVM (Institut de la qualité de l'eau et Institut de la santé publique et de la protection de l'environnement), 1995, *Aquatic testing methods for pesticides and industrial chemicals. Review*, annexe, ébauche de rapport final, préparés pour la coordination nationale du Programme des lignes directrices pour les essais de l'OCDE, Paris, VKI, Institut de la qualité de l'eau du Danemark et Institut de la santé publique et de la protection de l'environnement des Pays-Bas, 332 p.

Voyer, R.A., P.O. Yevich et C.A. Barszcz, 1975, « Histological and toxicological responses of the mummichog *Fundulus heteroclitus* (L.) to combinations of levels of cadmium and dissolved oxygen in a freshwater », *Water Res., 9:*1069-1074.

Wagner, C. et H. Løkke, 1991, « Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data », *Water Res., 25:*1237-1242.

Wajsbrot, N., A. Gasith, M.D. Krom et T.M. Samocha, 1990, « Effect of dissolved oxygen and the molt stage on the acute toxicity of ammonia to juvenile green tiger prawn *Penaeus semisulcatus* », *Environ. Toxicol. Chem,. 9:*497-504.

Walker, G.C., 1984, « Mutagenesis and inducible responses to deoxyribonucleic acid damage in *E. coli* », *Microb. Rev., 48:*60-93.

Walker, J.D., 1990, « Chemical fate, bioconcentration, and environmental effects testing: proposed testing and decision criteria », *Tox. Assess., 5:*103-134.

Wall, T.M. et R.W. Hanmer, 1987, « Biological testing to control toxic water pollutants », *J. Water Pollut. Control Fed., 59:*7-12.

Wall, V.D., J. London, J.E. Warren, R. Gossett, M.D. Wenholz et S.J. Klaine, 1998, « Development of a continuous-flow renewal system for sediment toxicity testing », *Environ. Toxicol. Chem., 17:*1159-1164.

Wallace, J.B., T.F. Cuffney, J.R. Webster, G.J. Lugthart, K. Chung et B.S. Goldowitz, 1991, « Export of fine organic particles from headwater streams: Effects of season, extreme discharges, and invertebrate manipulation », *Limnol. Oceanogr., 36:*670-682.

Wang, F., 1998, *Porewater toxicity testing: does it make sense?*, Soc. Environ. Toxicol. Chemistry, Pensacola (Fla), *SETAC News, 18 (5):*23-24

Warren, C.E. et G.E. Davis, 1971, « Laboratory stream research: Objectives, possibilities, and constraints », *Annual Rev. Ecol. Systematics, 2:*111-144.

Warren-Hicks, W.J. et D.R.J. Moore (dir.), 1998, *Uncertainty analysis in ecological risk assessment*. Soc. Environ. Toxicol. Chem., SETAC Press, Pensacola (Fla), 314 p.

WSDOE (Washington State Department of Ecology), 1997,

Laboratory guidance and whole effluent toxicity test review criteria, Pub. no. WQ-R-95-80, révisé, mars 1997, WSDOE, Water Quality Program, Olympia (Wash.), 62 p.

———, 1998, *Whole effluent toxicity (WET) program evaluation*, Pub. no. 98-03, WSDOE, Water Quality Program, Olympia (Wash.), 31 p.

Wells, P.G., K. Lee et C. Blaise (dir.), 1998, *Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice*, CRC Press, Boca Raton (Fla).

Westlake, G.F., J.B. Sprague et I.T. Brown, 1983, « Sublethal effects of treated liquid effluent from a petroleum refinery. IV. Respiratory movements and coughing of rainbow trout », *Aquat. Toxicology, 4:*317-325.

Wexler, P (dir.), 1998, *Encyclopedia of toxicology* Academic Press, New York (N.Y.).

White, P.A. et C. Côté, 1998, « Investigating the sources and fate of genotoxic substances in aquatic ecosystems with the SOS Chromotest », p. 607-630, dans : *1998, Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice*, P.G. Wells, K. Lee et C. Blaise (dir.), CRC Press, Boca Raton (Fla).

Whitehouse, P. et M. Mallet, 1993, *Aquatic toxicity testing for notification of new substances. An advisory document on dealing with 'difficult' substances*, U.K. Dept. of the Environment, Chemical Notification Unit, Rept No. CP 722, 34 p. (Publications Unit, P.O. Box 16, Marlow, Buckinghamshire [R.-U.]).

Wilson, R.C.H., R.H. Cook et E. Pessah, 1975, « Practical application of the toxicity emission rate concept in a survey of Maritime pulp and paper mills », présenté à *Can. Pulp and Paper Assoc. Tech. Section Conf.*, Sept. 1975, Vancouver (C.-B.), p. 33-38.

Winner, R.W., 1981, « A comparison of body length, brood size and longevity as indices of chronic copper and zinc stresses in *Daphnia magna* », *Environ. Pollut., (A)26:*33-37.

Wren, C.D., G.L. Stephenson et R.P. Lanno, 1993, « Using earthworms during biological testing for soil quality », *Environ. Science. Engng.*, septembre 1993, 26-27.

Wright, J.F., D. Moss, P.D. Armitage et M.T. Furse, 1984, « A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data », *Freshwat. Biol., 14:*221-256.

Xu, H.H., 1998, « ATP-TOX system — a review », p. 153-159, dans : *1998, Microscale testing in aquatic toxicology. Advances, techniques, and practice*, P.G. Wells, K. Lee et C. Blaise (dir.), CRC Press, Boca Raton (Fla).

Xu, H. et B.R. Dutka, 1987, « ATP-TOX system — a rapid, sensitive bacterial toxicity screening system based on the determination of ATP », *Toxic. Assess., 2:*149-166 (cité dans Dutka *et al.*, 1988).

Zeeman, M.G., 1995, « Ecotoxicity testing and estimation methods developed under section 5 of the Toxic Substances Control Act (TSCA) », p. 703-715, dans : *Fundamentals of aquatic toxicology*, 2e éd., G.M. Rand (dir.), Taylor et Francis, Washington, D.C.

Zischke, J.A., J.W. Arthur, R.O. Hermanutz, S.F. Hedtke et J.C. Helgen, 1983, « Effects of pentachlorophenol on invertebrates and fish in outdoor experimental channels », *Aquatic Toxicol., 7:*37-58.

Annexe A

Composition du comité directeur du projet d'élaboration d'un guide sur l'interprétation et l'application des données écotoxicologiques (septembre 1997)

Robert Baker
Direction de l'évaluation environnementale
Service de la conservation de l'environnement
Environnement Canada
Hull (Québec)

Norman Bermingham
Centre Saint-Laurent
Environnement Canada
Montréal

Philippa M. Cureton
Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux
Service de la protection de l'environnement
Environnement Canada
Hull

Marie-Louise Geadah
Bureau national de la prévention de la pollution
Service de la protection de l'environnement
Environnement Canada
Hull

Karen Keenleyside
Direction de l'évaluation et de l'interprétation
Service de la conservation de l'environnement
Environnement Canada
Hull

Ian MacKenzie
Division des normes et des autorisations
Protection de l'environnement Alberta
Edmonton

Jennifer A. Miller
Section de l'élaboration et de l'application des méthodes
Centre de technologie environnementale
Gloucester (Ontario)

James M. Osborne
Division du milieu marin
Direction des déchets dangereux
Service de la protection de l'environnement
Environnement Canada
Hull

W. Roy Parker
Région de l'Atlantique
Service de la protection de l'environnement
Environnement Canada
Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

Richard P. Scroggins
Section de l'élaboration et de l'application des méthodes
Centre de technologie environnementale
Gloucester

Rob Stevens
Direction générale des sciences physiques et chimiques
Pêches et Océans Canada
Ottawa

Roger Sutcliffe
Division des substances nouvelles
Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux
Service de la protection de l'environnement
Environnement Canada
Hull

Annexe B

Les indices BEEP et Chimiotox, utilisés dans le programme d'essais sur les effluents du plan d'action Saint-Laurent

Programme fédéral-provincial quinquennal, le plan d'action Saint-Laurent visait à dépolluer, à réhabiliter, à protéger et à préserver le Saint-Laurent. Traversant le cœur industriel du Québec, ce fleuve reçoit une multitude d'effluents, énormément variables par le débit, la composition chimique et la toxicité. L'un des principaux objectifs du plan était de résorber de 90 % les déchets toxiques liquides des 50 principales usines des vallées du Saint-Laurent et du Saguenay, au plus tard en 1993 (Costan *et al.*, 1993).

Dans un premier temps, le plan visait à : (1) identifier les principales sources de pollution ; (2) réduire les rejets toxiques des principales industries ; (3) établir des normes biologiques et chimiques de qualité des effluents. À cette fin, il fallait un moyen pour comparer la toxicité et la composition chimique des 50 effluents industriels complexes, dont chacun pouvait renfermer plus de 100 toxiques potentiels. L'outil idéal devait permettre :

(1) de comparer et d'intégrer les résultats des analyses chimiques ;
(2) d'évaluer les conditions selon : *a*) les secteurs industriels (p. ex. pâtes et papiers, métallurgie) ; *b*) les groupes d'usines ; *c*) le type de polluant ; *d*) une comparaison globale des 50 industries ;
(3) d'évaluer les réductions de rejets toxiques, grâce à l'amélioration des industries.

Pour les mesures, on a imaginé deux outils : le BEEP, indice de toxicité de l'effluent ; le Chimiotox, indice permettant de prévoir, à partir de sa composition chimique, le potentiel toxique de l'effluent. Comme on les a mis au point pour une région particulière, leur justesse dans une autre région méritait examen. Les chercheurs devraient aussi se rappeler que tout indice de la toxicité condense plusieurs éléments d'information, au détriment de la précision. En outre, le Chimiotox est fondé sur les caractéristiques chimiques et il permet de prédire la toxicité, mais non de la mesurer.

Le BEEP. — Conçu par l'Équipe d'intervention Saint-Laurent pour classer les 50 principaux effluents industriels selon leurs éventuelles répercussions sur le fleuve, il se voulait un indice sensible, complet et d'un bon rapport coût/efficacité de la toxicité de l'effluent. Le classement effectué grâce à lui avait deux objectifs :

(1) faire converger les ressources limitées vers les effluents exerçant les effets les plus considérables sur le fleuve ;
(2) permettre la surveillance efficace des effluents, de façon à suivre l'amélioration de ces derniers.

Le BEEP combine les résultats de quatre essais toxicologiques effectués sur de petits volumes d'effluents. Il semble avoir permis une bonne évaluation de l'effet des effluents sur le Saint-Laurent (Legault et Villeneuve, 1992 ; Costan *et al.*, 1993).

Les essais de dépistage en question, énumérés ci-dessous, englobent la toxicité létale et sublétale, la génotoxicité et une fourchette de niveaux trophiques.

(1) Essai de croissance de l'algue *Selenastrum capricornutum* (EC, 1992d) ;
(2) SOS-Chromotest avec *Escherichia coli* (Quillardet *et al.*, 1982 ; 1985 ; sect. 6.1) ;
(3) Essai de luminescence avec *Vibrio fischeri* (auparavant *Photobacterium phosphoreum*) [EC, 1992c] ;
(4) Essai de survie et de reproduction de *Ceriodaphnia dubia* (EC, 1992a).

Afin d'appliquer le BEEP, on évalue d'abord l'effluent à l'aide des quatre essais toxicologiques.

On soumet ensuite un litre d'effluent à un procédé simulant le traitement biologique aérobie. Le traitement est assorti d'une période d'incubation afin de mesurer la persistance de la toxicité après une dégradation microbiologique modérée,

avec perte, cependant, des constituants volatils (Costan *et al.*, 1993). On procède comme suit pour la biodégradation : on enrichit le litre d'effluent : (1) d'une solution nutritive concentrée de $MgSO_4$, de $CaCl_2$ et de $FeCl_2$; (2) d'une solution tampon phosphatée (pH = 7,2) renfermant aussi du NH_4Cl. On ensemence l'échantillon avec un mélange microbien à 5 % du commerce, et on laisse incuber cinq jours, à l'obscurité, à la température ambiante, en aérant sans interruption à débit lent.

Après l'incubation, on soumet de nouveau l'échantillon aux trois essais toxicologiques les moins coûteux (on omet l'essai avec *Ceriodaphnia*).

On ramène les résultats de tous les essais à la CESO, de façon à pouvoir faire entrer une valeur dans le calcul du BEEP même si on n'a pas déterminé de CIp ni de CE 50. On convertit les CESO en unités de toxicité (UT = 100/CESO [v. § 4.3.1]). Le BEEP est la somme des UT, celles qui ont précédé comme celles qui ont suivi la biodégradation, conformément à la formule suivante :

$$P = \log_{10} \left[1 + n \left(\frac{\sum_{i=1}^{N} Ti}{N} \right) Q \right]$$

où : P = valeur du BEEP ;
n = le nombre de données coïncidant avec une réaction toxique ;
N = le nombre maximal possible de manifestations de la toxicité ;
T_i = le résultat, en unités de toxicité, de chaque essai, avant ou après biodégradation ;
Q = le débit de l'effluent en m^3/h.

Les quatre essais donnent en tout six résultats, parce que l'essai avec *Ceriodaphnia* et les SOS-Chromotest aboutissent chacun à deux résultats. Après biodégradation (sans *Ceriodaphnia*), on obtient quatre résultats, de sorte que N vaut 10. D'après la formule, on additionne les unités de toxicité correspondant à chaque résultat et on divise le tout par N pour obtenir le nombre moyen d'unités de toxicité de l'effluent. On multiplie cette moyenne par n (pour tenir compte du nombre de réactions toxiques) et par le débit, pour calculer le nombre horaire total d'unités de toxicité pénétrant dans le cours d'eau (≈CFT ; v. § 4.3.3). Le résultat est exprimé sous forme logarithmique (le 1 dans la formule permet le calcul du logarithme). Normalement les résultats se situent entre 0 et 10 (Costan *et al.*, 1993). Ainsi, la valeur unique du BEEP condense les résultats de sept essais toxicologiques, avec perte de l'information détaillée relative à chaque essai.

Conçue dans un souci de souplesse, la méthode autorise la suppression ou le remplacement d'un ou de plusieurs essais par d'autres, sans que cela empêche le calcul de l'indice. (Les indices fondés sur différents essais ne seraient pas rigoureusement comparables.) Les valeurs du BEEP de différentes industries sont comparables, parce qu'elles sont toutes fondées sur la toxicité. Elles autorisent la prise en considération du débit de rejet pour juger de la perturbation de l'environnement. L'autre indice, le Chimiotox, fondé sur des dosages chimiques, lui est complémentaire.

Chimiotox. — Cet indice permet la caractérisation physico-chimique des substances présentes dans l'effluent, pondérées d'après leur toxicité connue, l'objectif étant de présenter un dénominateur commun d'éventuelles atteintes à l'environnement. On calcule le *coefficient de pondération de la toxicité* (F_{tox}) selon la formule suivante (Pigeon, 1992) :

$$F_{tox_i} = \frac{1 \ mg/L}{MSC_i \ mg/L}$$

où : $F_{tox\ i}$ = le coefficient de pondération de la toxicité de la substance i ;

$1\ mg/L$ = une constante arbitraire ;
MSC_i = le critère (ou nombre-guide) le plus rigoureux de qualité de l'eau concernant la substance *i*.

On calcule les unités Chimiotox (UC) de chaque substance en multipliant le coefficient de pondération de la toxicité par la masse journalière de rejet (débit journalier en masse) polluant.

$$UC_i = Q_{mi} \cdot F_{tox_i}$$

où : UC_i = unité Chimiotox de la substance *i* ;
q_{mi} = quantité de substance rejetée, par jour (kg/j) ;
$F_{tox\,i}$ = coefficient de pondération de la toxicité de la substance *i*.

On combine ensuite les unités Chimiotox de chaque substance présente dans l'effluent pour obtenir l'indice Chimiotox (IC) de l'effluent, en utilisant la formule ci-dessous. Si on le souhaite, on pourrait utiliser la même formule pour intégr les résultats relatifs à des effluents individuels ou à des substances individuelles dans les totaux, selon le type d'industrie, le groupe de substances, la région géographique ou le tout globalement.

$$IC = \sum_{i}^{n} UC_i$$

où : IC = indice Chimiotox d'un effluent donné ;
UC_i = le nombre d'unités Chimiotox correspondant à la substance *i* ;
n = le nombre de substances.

La pondération utilisée dans le modèle Chimiotox ouvre à la prospective plusieurs possibilités à partir de la caractérisation physico-chimique de l'effluent :

- comparer les résultats de la caractérisation de différents effluents ;
- identifier les substances toxiques prédominantes ;
- condenser les résultats en une seule valeur, à emmagasiner dans des bases de données ;
- brosser un tableau global de la situation des déchets toxiques.

La notion de *coefficient de toxicité* n'est pas nouvelle. Par cette méthode, on calcule un coefficient de toxicité relative pour un polluant, suivant un processus semblable à celui des unités de toxicité et au processus utilisé à l'échelle internationale pour les dioxines et les furannes polychlorés (§ 4.3.2). Les unités Chimiotox se calculent comme le CFT (§ 4.3.3), en deux étapes : 1° par calcul du coefficient de pondération de la toxicité, qui chiffre la toxicité d'une substance au moyen d'une grandeur sans unité ; 2° par prise en considération du débit-masse rejeté.

Pour les besoins du plan d'action Saint-Laurent, la toxicité a été pondérée pour ses effets à long terme sur la santé humaine et la vie aquatique. Il a donc fallu adopter un ou plusieurs référentiels affectant des nombre-guides de qualité à chaque substance, en fonction de l'utilisation ou du compartiment du milieu à protéger. On a ainsi choisi le *Cahier des critères de qualité de l'eau* produit par le ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ, 1990). Normalement, le Chimiotox utilise deux ensembles de critères :

(1) la contamination des organismes aquatiques ;
(2) la toxicité chronique pour les formes de vie aquatiques.

Le premier critère est la concentration, en milieu aqueux, d'une substance à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés sans en accumuler dans leurs tissus à des concentrations nocives pour la santé humaine, si ces organismes font partie de l'alimentation. Le second critère est le critère habituel pour l'absence d'effet nocif pour la vie aquatique

après exposition indéfinie. Pour une substance donnée, on retient habituellement le plus rigoureux des deux pour calculer le coefficient de pondération de la toxicité. (De fait, on envisage également des critères pour la toxicité aiguë pour la vie aquatique ainsi que pour l'eau destinée à être traitée en vue d'être rendue potable, mais ils seraient presque toujours moins rigoureux que les deux premiers.)

Exemple d'essai toxicologique employé à des fins prospectives en planification écologique

L'usine de pâtes à papier de la société Alberta-Pacific est située dans le nord de l'Alberta. Elle transforme, 80 % du temps, des essences feuillues mélangées et, 20 % du temps des essences résineuses mélangées. Elle rejette, dans la rivière Athabasca, un effluent traité. En mars 1990, après de longues audiences publiques, une commission d'évaluation environnementale mixte (fédérale-provinciale) a conclu que le projet d'origine de l'usine ne devait pas être avalisé, au motif, principalement, du rejet de l'effluent dans la rivière et, plus précisément, de sa teneur en organochlorés. Par la suite, la société a proposé, pour réduire au minimum la production de ces composés, une usine qui utiliserait le dioxyde de chlore pour toutes les opérations de blanchiment.

Dans le cadre de l'évaluation des incidences environnementales de l'usine modifiée, la société a cherché à montrer que l'effluent traité ne serait pas toxique pour les formes de vie aquatiques. On a donc effectué une évaluation prospective en laboratoire (Holloran *et al.*, 1992), que l'on résume ci-dessous en ses quatre volets.

- Essais, à l'échelle réduite du laboratoire, de la transformation du bois en pâte et du blanchiment de cette dernière, de façon à simuler les procédés et leurs effluents prévus.
- Analyses chimiques des effluents de cette unité de laboratoire, pour en caractériser les constituants toxiques.
- Essais toxicologiques sur ces effluents.
- Prédiction de la toxicité d'après la nature des constituants chimiques.

La modélisation des constituants toxiques a augmenté la crédibilité des diverses conclusions découlant de l'évaluation.

- D'après les essais, le nouveau procédé produirait globalement moins d'organochlorés, et la toxicité des constituants chimiques serait beaucoup moins grande.

- La toxicité globale serait inférieure à celle qui serait due au blanchiment classique au chlore, et l'effluent ne devrait pas exercer des effets létaux aigus.

- Aux constituants réputés toxiques, on a appliqué des vitesses de dégradation durant leur bio-oxydation, et on a prédit que, après le traitement secondaire, l'effluent ne manifesterait pas de toxicité sublétale.

On a représenté la toxicité des constituants combinés par le modèle d'« équivalence de la toxicité » : à chaque substance on affecte un coefficient, d'après sa toxicité connue par rapport à celle d'un toxique étalon. C'est la technique internationalement acceptée pour l'affectation de *coefficients d'équivalence de la toxicité* aux divers dioxines et furannes chlorés (§ 4.3.2), c'est essentiellement celle des « coefficients de pondération de la toxicité » utilisés pour le Chimiotox (annexe B), et c'est une variante de la notion d'*unité de toxicité* (§ 4.3.1).

Essais de blanchiment et caractérisation chimique des effluents en laboratoire. — Les essais ont été conçus pour produire des effluents de chaque étape du blanchiment, pour qu'il fût possible de mesurer leur toxicité et leurs caractéristiques chimiques. On a utilisé comme matières premières une gamme de bois de feuillus et de résineux. Grâce aux essais, on a estimé les débits-masse de composés toxiques par tonne séchée à l'air (tsa) de pâte produite. On a mélangé l'effluent combiné de l'atelier de blanchiment, conformément à l'utilisation et au recyclage prévus de l'eau, c'est-à-dire que l'on a converti les concentrations des constituants en concentrations équivalentes dans l'effluent brut de toute l'usine, suivant le débit théorique de rejet de l'usine de 46 m^3/tsa. On a estimé l'effet du traitement secondaire d'après l'efficacité prévue de l'élimination des matières phénoliques, des acides résiniques et des acides gras. (Les valeurs de l'efficacité étaient fondées sur des expériences menées ailleurs. Précisons que, lorsque l'usine transformait du bois de feuillus, les déchets n'étaient pas censés renfermer d'acides résiniques.)

On a caractérisé l'effluent en dosant les principaux phénols chlorés et non chlorés, acides résiniques (le cas échéant) et acides gras, qui sont les principaux constituants toxiques de nombreux effluents d'usines de pâtes à papier. On a comparé les essais du procédé projeté à deux essais employant la cuisson et le blanchiment classiques de pâtes de feuillus et de résineux.

Toxicité mesurée. — On a mesuré la toxicité sublétale pour *Ceriodaphnia dubia* (EC, 1992a) des effluents de cinq unités pilotes. Dans ces essais, on a dilué l'effluent simulé de l'atelier de blanchiment suivant la proportion qu'il représentait dans l'effluent de l'usine projetée.

On a condensé les CESO mesurées à la faveur de trois essais avec du bois de résineux en une valeur statistiquement convenable : 20,2 % de concentration d'effluent. Pour deux essais avec du bois de feuillus, le taux était de 40,5 % de concentration. Comme ces résultats correspondent à des effluents du blanchiment dilués aux concentrations prévues dans l'effluent brut de toute l'usine, les dilutions nécessaires dans l'eau réceptrice pour supprimer la toxicité sublétale seraient de 5 fois dans le cas de la transformation de résineux et de 2,5 fois dans celui de la transformation de feuillus.

Prévision de la toxicité combinée des constituants. — Aux principaux constituants des effluents étudiés, on a affecté des coefficients d'*équivalence de la toxicité*. On a obtenu le coefficient de chaque substance par comparaison de la toxicité connue de cette dernière à celle du constituant le plus toxique de sa catégorie, ce qui est la méthode des coefficients d'équivalence de la toxicité utilisée pour les dioxines et les furannes (§ 4.3.2).

À la première catégorie de substances, les **phénols chlorés** (ou chlorophénols), on a affecté les coefficients d'équivalence de la toxicité d'après un rapport publié ultérieurement par Kovacs *et al.* (1993), dans lequel le pentachlorophénol était pris comme base de comparaison. Pour affecter les coefficients de toxicité, on s'est servi des données publiées sur les effets sublétaux, en basant certaines hypothèses sur la RQSA[1]. Par exemple, à une substance quatre fois moins toxique que le pentachlorophénol, on attribuerait le coefficient de 0,25. À cette première catégorie, Holloran *et al.* (1992) ont ajouté des substances non chlorées (phénol, crésol, gaïacol, catéchol et vératrol) en affectant à chacune le coefficient de 0,001.

Aux neuf **acides résiniques** (2e catégorie), Kovacs *et al.* (1993) ont attribué des coefficients variant généralement de 0,2 à 0,75, le coefficient 1,0 allant au plus toxique, l'acide isopimarique. Aux 10 **acides gras** (3e catégorie), ils ont affecté des valeurs semblables, le coefficient 1,0 allant lui aussi au plus toxique, l'acide chlorostéarique. Ces auteurs n'ont pas exposé dans le détail la base de données sur les acides résiniques et gras.

On a multiplié les concentrations des diverses substances présentes dans les effluents des essais par leur coefficient pour obtenir des équivalents de toxicité, c'est-à-dire des concentrations de la toxicité sans unité. Holloran *et al.* (1992) ont additionné la toxicité des constituants de chacune des trois catégories, mais non la toxicité de composés appartenant à des catégories différentes. À l'instar des unités de toxicité, si la somme était d'au moins 1,0, la toxicité devrait être manifeste. Dans tous les essais, les sommes de chacune des trois catégories exprimaient une toxicité létale aiguë relativement faible. Les valeurs maximales étaient de 0,35, chez les phénols, dans un essai, et de 0,25, chez les acides résiniques, dans un autre. Comme chacune des trois catégories se situait bien au-dessous de 1,0, on ne s'attendait pas à ce que ces composés manifestent de létalité aiguë.

---

1. Kovacs *et al.* (1993) ont considéré le pentachlorophénol comme le principal toxique et ils ont estimé la toxicité des autres chlorophénols comme suit : autres pentachlorés : 1,0 ; tétrachlorés : 0,48 ; trichlorés : 0,23 ; dichlorés : 0,11 ; monochlorés : 0,05. Ces coefficients de toxicité concordaient généralement avec les valeurs déjà publiées comme lignes directrices de la qualité des eaux au Canada (CCREM, 1987). Dans ces lignes directrices, les concentrations (en µg/L) sont affectées d'après le degré de chloration des cinq catégories de phénols. Si on recalculait ces lignes directrices selon la méthode de Kovacs *et al.* (1993), les cinq coefficients correspondants seraient respectivement de 1,0, 0,5, 0,028, 0,4, 0,1. Les coefficients de Kovacs *et al.* et ceux du CCREM pour les tétrachlorophénols concordent exactement, tandis que pour les autres constituants ils diffèrent du simple au double, au quadruple et à l'octuple. Cette concordance générale doit être considérée comme bonne, mais il y aurait lieu d'examiner les causes des écarts les plus grands.

Pour ce qui concerne la toxicité sublétale, on peut comparer la valeur prédite à la valeur effectivement mesurée pour les effluents des cinq essais. Holloran *et al.* (1992) ont effectué des calculs semblables à ceux de la létalité, extrapolés à une fourchette sublétale, mais, cette fois encore, ils n'ont pas additionné la contribution des trois catégories de substances.

On peut brosser un tableau plus utile de la situation en faisant cette addition. On condense en une seule valeur l'équivalence de la toxicité totale correspondant à chaque essai [2]. La toxicité ainsi mesurée des cinq effluents est, en moyenne, 2,1 fois plus grande que prévu par la sommation des toxicités individuelles. Les valeurs individuelles des rapports des CI 50 observées aux CI 50 prédites étaient de 20/23 %, 20/35 %, 20/61 %, 40/82 % et 40/ > 100 %, c'est-à-dire 1,1, 1,7, 2,0, 2,6 et 3,0 fois plus toxiques que prévu. La corrélation est assez bonne, compte tenu de la variabilité habituelle de la toxicité en milieu aquatique et celle des dosages chimiques (§ 2.6 ; Sprague, 1985) ainsi que du caractère exploratoire du travail.

Prévision des effets de l'effluent. — Comme cela a déjà été mentionné, une conclusion était qu'il n'y aurait pas d'effets létaux aigus, même sans traitement secondaire de l'effluent. Évidemment, l'effluent non traité exercerait des effets sublétaux, si l'on en juge d'après les résultats des essais toxicologiques avec *Ceriodaphnia*.

On a évalué les effets du traitement biologique secondaire sur l'élimination de la toxicité sublétale, grâce à un bilan des masses fondé sur l'efficacité prévue de l'élimination des chlorophénols, des acides résiniques et des acides gras. L'analyse est présentée dans la figure C-1, qui montre l'efficacité exigée de l'élimination pour que la concentration de l'effluent corresponde à une CI 50 de 100 % (c'est-à-dire absence de toxicité sublétale), en fonction de la dilution nécessaire de l'effluent pour atteindre la même concentration. On montre séparément les effluents produits par le bois de résineux et le bois de feuillus. On montre aussi la gamme prévue d'efficacités de l'élimination des phénols chlorés ainsi que des acides résiniques et gras. Pour les deux types d'effluents, l'efficacité prévue de l'élimination est quelque peu supérieure à l'efficacité nécessaire pour éliminer la toxicité sublétale de l'effluent. On a ainsi prédit que l'effluent de l'usine, après traitement secondaire, n'exercerait pas de toxicité sublétale due aux phénols chlorés ou aux acides résiniques et gras.

L'exercice réalisé en laboratoire, bien qu'il ait été assez complexe, donne un exemple de planification pour la maîtrise de la toxicité. S'il aboutit, cet exercice pourrait aider à prévenir les erreurs de conception d'une usine à un emplacement donné, erreurs qui pourraient être extrêmement coûteuses à corriger après coup.

---

2. La sommation des contributions des phénols, des acides résiniques et des acides gras a été quelque peu plus compliquée que la simple addition. Il a fallu utiliser un coefficient convenable de pondération pour la toxicité relative de la substance de référence de chaque catégorie. Le rapport de la toxicité chronique à la toxicité aiguë de 0,1 était convenable (Bonsor *et al.*, 1988 ; § 4.2.1, 4.2.2) plutôt que la valeur de 0,2 utilisée par Holloran *et al.* (1992).

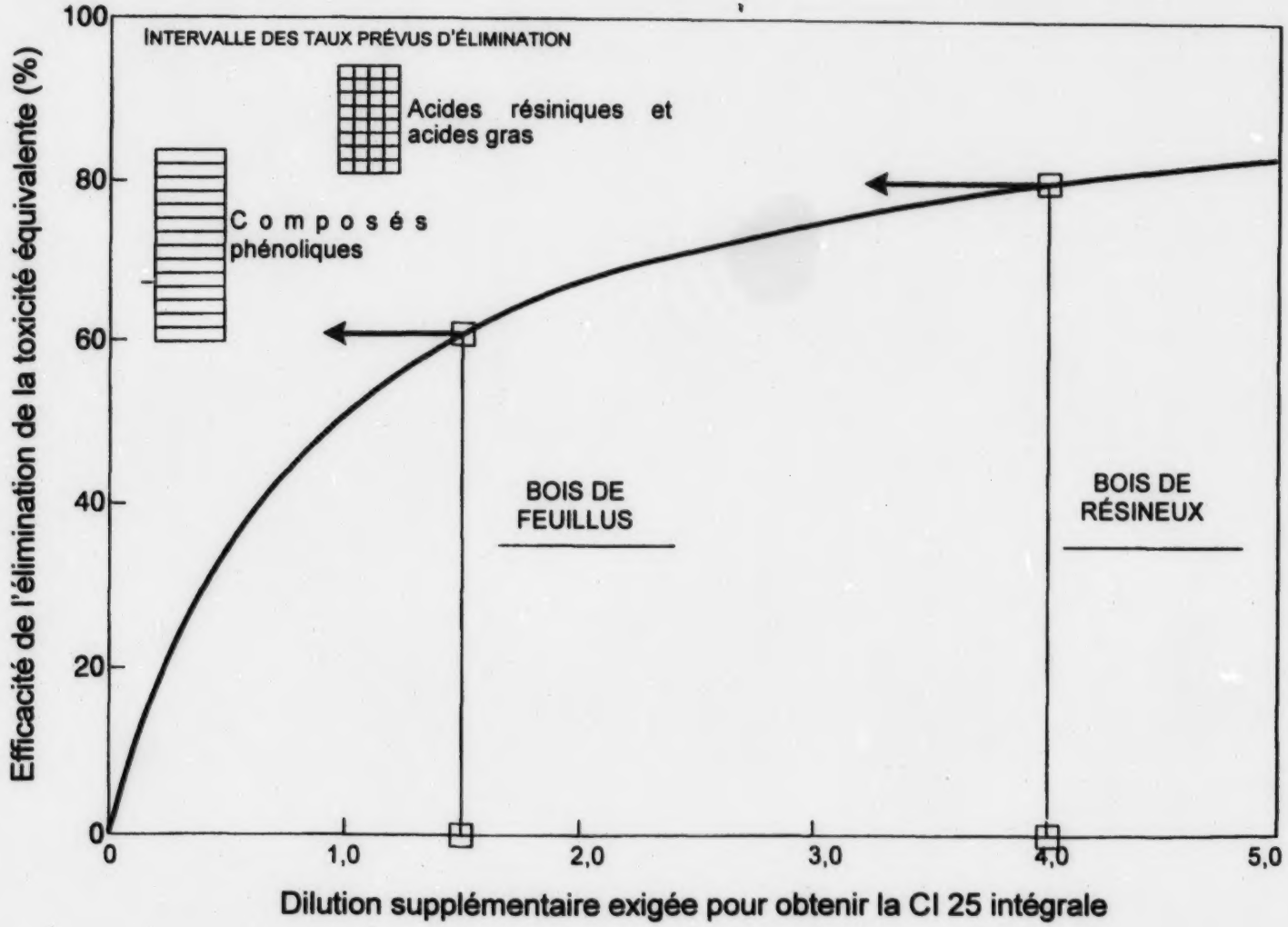


Figure C-1. — Dilution estimée nécessaire pour supprimer tout effet sublétal et efficacité de l'élimination des substances toxiques par le traitement secondaire des déchets. L'axe horizontal représente la dilution *supplémentaire* nécessaire à la suppression de tout effet sublétal, d'après des essais toxicologiques sur l'effluent d'expériences effectuées en laboratoire (d'après Holloran *et al.*, 1992).

Exemples de calculs pour prévoir les zones où se manifesteront éventuellement des effets sublétaux dans le panache d'un effluent

Une usine rejette un effluent traité dans un petit cours d'eau. Les études montrent que, aux débits d'étiage, l'isoligne de 1 % d'effluent borne une surface de 1 250 m × 250 et que l'isoligne de 10 % d'effluent entoure une surface mesurant environ 50 m de largeur sur 250 de longueur, en aval, à partir du diffuseur établi au milieu du chenal (panneau supérieur, fig. D-1). Dans le panneau inférieur de la même figure, on montre ce qui surviendrait à un rejet semblable dans un lac.

Dans le tableau D-1 on présente les exemples de calculs pour les essais toxicologiques sur l'effluent. Pour chacune des trois espèces (*Selenastrum, Ceriodaphnia* et le tête-de-boule), on possède quatre estimations de la CI 25. Pour les échantillons A et C, la CI 25 pour le tête-de-boule a été signalée comme étant supérieure à 100. On a calculé la moyenne logarithmique et l'écart-type pour chaque espèce, d'après les quatre CI 25. Le coefficient de compensation pour des échantillons de 4 provient du tableau D-2. Pour le niveau de confiance de 95 %, il est de 5,369. Les calculs montrés ci-dessous aboutissent à la *concentration toxique minimale prévisible* pour chaque espèce, qui ne devrait se présenter que dans environ 5 % des essais toxicologiques. Les méthodes statistiques recommandées conviennent aux nombres d'observations dont il est question ici, qui pourraient varier de 4 à 10 d'ici la fin du deuxième cycle de SEE.

Tableau D-1. — Exemples de calculs

Espèce	CI 25 (% d'effluent)				moyenne géométrique (M.G.)	logarithme de la M.G.	écart-type logarithmique
	A	B	C	D			
Selenastrum	15	17	25	30	20,9	1,3204	0,1408
Ceriodaphnia	21	92	33	61	44,4	1,6476	0,2837
Tête-de-boule	> 100	60	> 100	72	81,1	1,9089	0,11008

NOTA : Si la CI 25 excède 100 %, comme cela se produit pour le tête-de-boule, elle participe au calcul comme étant égale à 100 %. Si toutes les CI 25 sont supérieures à 100, alors l'écart-type des valeurs logarithmiques est nul, et la CTMP = 100 %.

Calculs pour *Selenastrum*. — Pour n = 4 CI 25 mesurées au niveau de confiance de 95 %, le coefficient de compensation (k) tiré du tableau D-2 est de 5,369.

La limite inférieure prédite de 95 % de la population des CI 25 logarithmiques, avec un niveau de confiance de 95 %, est :

log CTMP = (logarithme de la moyenne géométrique) – ks
= 1,3204 – 5,369 * 0,1408
= 0,5643

CTMP = $10^{0,5643}$
= 3,67 %

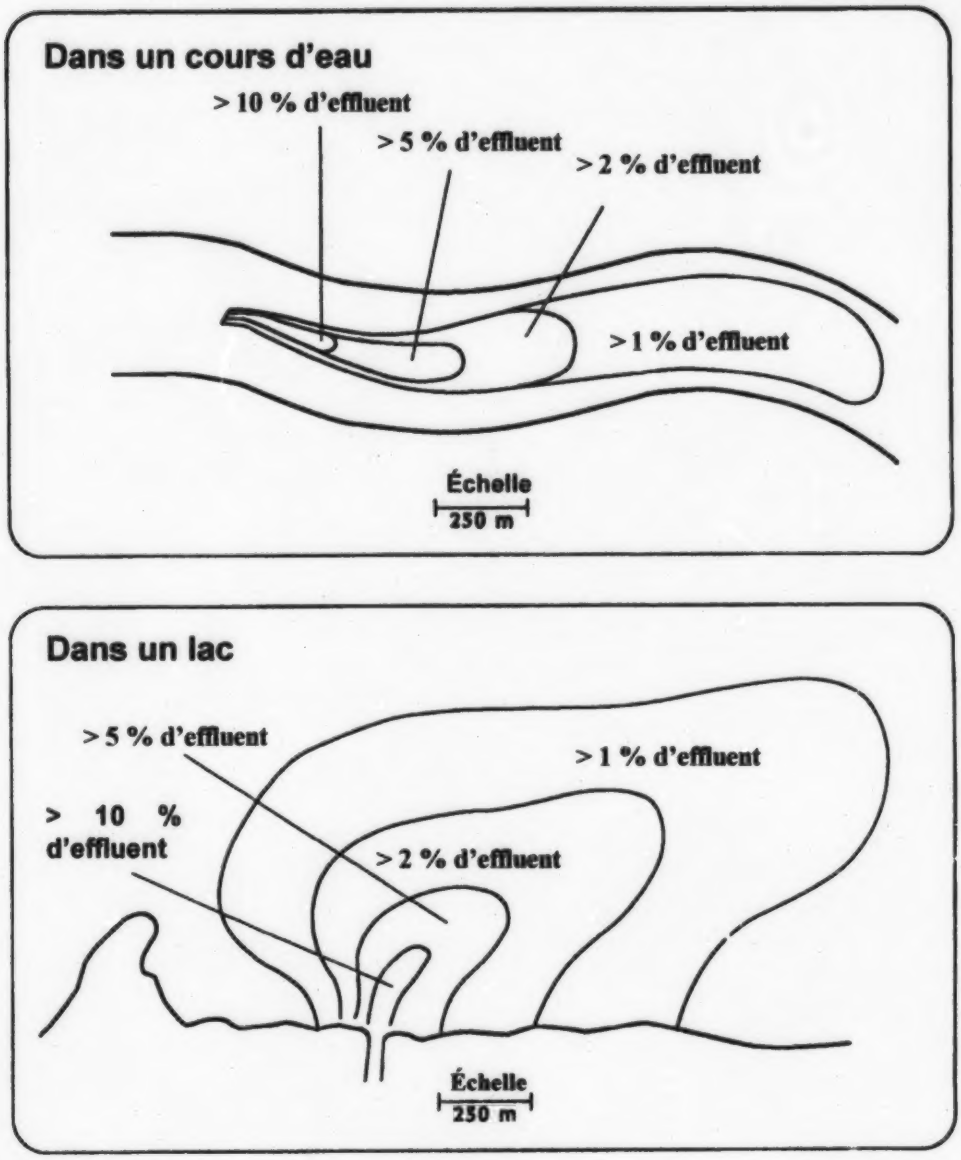


Figure D-1. — Diagrammes présentant la forme de panaches dans un cours d'eau et dans un lac.

Dans cet exemple, l'estimation de la CTMP est considérablement inférieure à la plus faible des 4 CI 25 mesurées pour *Selenastrum* et elle servirait de valeur prudente pour l'évaluation de la zone où pourrait s'exercer l'effet sublétal. L'emploi de cette technique statistique pour estimer la CTMP inciterait fortement à la réalisation d'au moins quatre essais de détermination des effets sublétaux (c'est-à-dire échec d'aucun essai). Avec trois essais seulement, le coefficient de compensation du tableau D-2 augmente considérablement, et, avec seulement deux essais, il est énorme. Si on effectue plus d'essais toxicologiques, cependant, par exemple huit, des deux premiers cycles, le coefficient de compensation s'amenuiserait considérablement, rapprochant ainsi la CI 25 moyenne mesurée et la CTMP. Par exemple, si huit essais avec *Selenastrum* avaient donné la même moyenne logarithmique et les mêmes écarts-types, la CTMP aurait été de 7,6 %, s'approchant ainsi beaucoup de la valeur minimale effectivement trouvée dans les essais.

Cartographie des CTMP. — Pour *Ceriodaphnia*, *Selenastrum* et le tête-de-boule, la CTMP est respectivement de 1,3 %, de 3,7 % et de 21 %, dénotant ainsi que la zone dans laquelle s'exercerait l'effet sublétal potentiel dans le cours d'eau ou le lac serait plus étendue pour *Ceriodaphnia* et plus petite pour le tête-de-boule. La CTMP minimale correspond à *Ceriodaphnia*, du fait des résultats variables des essais et de l'écart-type plus grand.

On pourrait montrer la taille de la zone où pourrait s'exercer l'effet sublétal en dessinant la courbe délimitant la CTMP sur une représentation du panache, comme celle de la figure D-2. La zone de l'effet maximal possible sur *Ceriodaphnia* mesurerait 1 500 m de long ; la zone homologue pour *Selenastrum* serait d'environ 720 m de long sur 150 de large. Dans le cas du tête-de-boule, elle se limiterait à une longueur d'environ 100 m sur environ 40 de large. Ce n'est que pour ce poisson que la zone prédite des effets sublétaux potentiels se trouverait englobée dans les limites définies par le Québec pour les zones de mélange.

Tableau D-2. — Coefficients de compensation pour les limites inférieures à 95 % de la population (tiré d'Eisenhart *et al.*, 1947 ; également dans Dixon et Massey, 1969, accompagné d'une courte discussion)

n	Niveau de confiance à 95 %	à 99 %	*n*	Niveau de confiance à 95 %	à 99 %
2	32,019	160,193	15	2,480	2,945
3	8,380	18,930	16	2,437	2,872
4	5,369	9,398	17	2,400	2,808
5	4,275	6,612	18	2,366	2,753
6	3,712	5,337	19	2,337	2,703
7	3,369	4,613	20	2,310	2,659
8	3,136	4,147	25	2,208	2,494
9	2,967	3,822	30	2,140	2,385
10	2,839	3,582	40	2,052	2,247
11	2,737	3,397	50	1,996	2,162
12	2,655	3,250	60	1,958	2,103
13	2,587	3,130	75	1,917	2,042
14	2,529	3,029	100	1,874	1,977

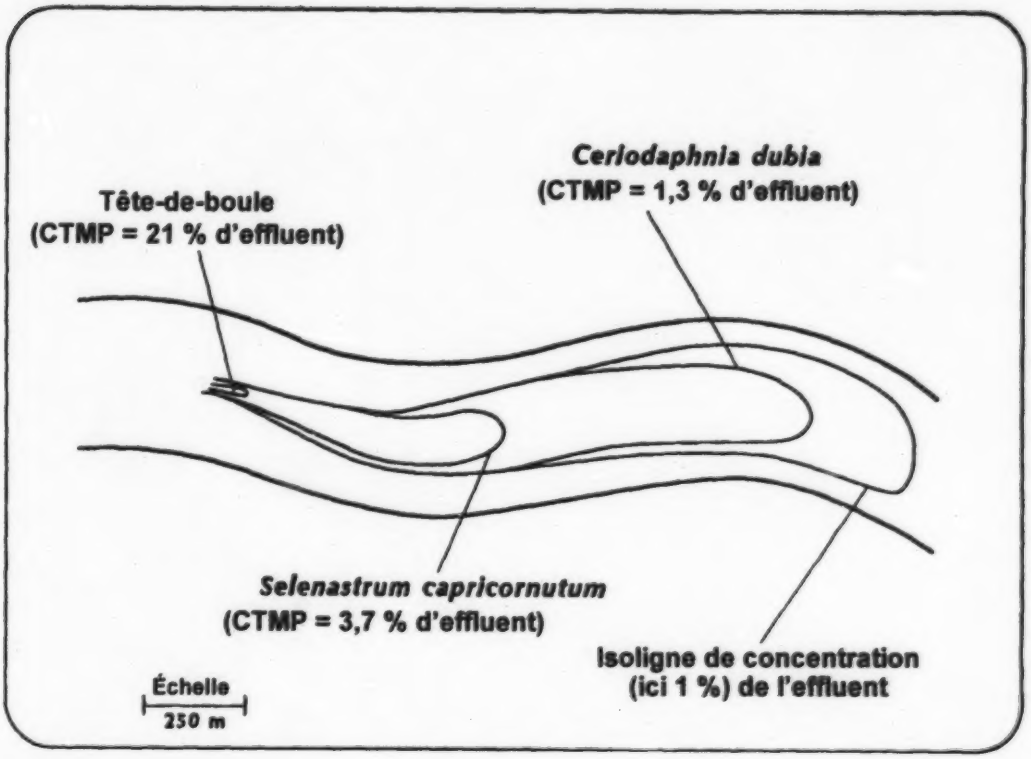


Figure D-2. — Isolignes des concentrations toxiques minimales prévisibles (CTMP) pour trois espèces, superposées au tracé du panache dans un cours d'eau et tirées du diagramme supérieur de la fig. D-1.